Influence de l'acidification sur la survie et le développement des oeufs et des alevins vésiculés d'omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* (*Mitchill*) dans la région de Charlevoix (Québec)

J. Leclerc, Y.C. Chagnon, C. Langlois et P. Dulude

Direction de la recherche sur les pêches
Ministère des Pêches et des Océans
C.P. 15 500 901 Cap Diamant
Québec (Québec) G1K 7Y7

Décembre 1984

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques
No 1343

85-1492.

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Ces rapports contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution importante aux connaissances actuelles mais qui, pour une raison ou pour une autre, ne semblent pas appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Il n'y a aucune restriction quant au sujet, de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du Ministère des Pêches et des Océans, notamment gestion des pêches, techniques et développement, sciences océaniques et environnements aquatiques, au Canada.

Les Rapports techniques peuvent être considérés comme des publications complètes. Le titre exact paraîtra au haut du résumé de chaque rapport, qui sera publié dans la revue *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* et qui figurera dans l'index annuel des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les numéros 1-456 de cette série ont été publiés à titre de Rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457-714, à titre de Rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715-924 ont été publiés à titre de Rapports techniques du Service des pêches et de la mer, Ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom de la série a été modifié à partir du numéro 925.

La page couverture porte le nom de l'établissement auteur où l'on peut se procurer les rapports sous couverture cartonnée.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

These reports contain scientific and technical information that represents an important contribution to existing knowledge but which for some reason may not be appropriate for primary scientific (i.e. *Journal*) publication. Technical Reports are directed primarily towards a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries management, technology and development, ocean sciences, and aquatic environments relevant to Canada.

Technical Reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report will be abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and will be indexed annually in the Department's index to scientific and technical publications.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Details on the availability of Technical Reports in hard copy may be obtained from the issuing establishment indicated on the front cover.

Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques
No 1343

Décembre 1984

INFLUENCE DE L'ACIDIFICATION SUR LA SURVIE ET LE DÉVELOPPEMENT DES OEUFS ET DES ALEVINS VÉSICULÉS D'OMBLE DE FONTAINE SALVELINUS FONTINALIS (MITCHILL) DANS LA RÉGION DE CHARLEVOIX (QUÉBEC)

J. Leclerc[1], Y.C. Chagnon[1], C. Langlois[2] et P. Dulude[3]

Direction de la Recherche sur les Pêches
Ministère des Pêches et des Océans
C.P. 15 500
901 Cap Diamant
QUÉBEC (Québec)
G1K 7Y7

(1) Bio-Conseil Inc., 105 côte de la Montagne, #501, Québec, P.Q. G1K 4E4

(2) Ministère des Pêches et des Océans, 901 Cap Diamant, Québec, P.Q. G1K 7Y7

(3) Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 9530, rue de la Faune, Charlesbourg, P.Q. G1G 5H9

Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1984
No de catalogue Fs 97-6/1343 F ISSN 0706-6570

On devra se référer comme suit à cette publication:

Leclerc, J., Y.C. Chagnon, C. Langlois et P. Dulude. 1984. Influence de l'acidification sur la survie et le développement des oeufs et des alevins vésiculés d'omble de fontaine Salvelinus fontinalis (Mitchill) dans la région de Charlevoix (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. et aquat. 1343: ix + 56 p.

TABLE DES MATIÈRES

Page

LISTE DES TABLEAUX iv

LISTE DES FIGURES v

LISTE DES ANNEXES vi

RÉSUMÉ vii

ABSTRACT vii

PRÉFACE ix

INTRODUCTION 1

OBJECTIFS 2

MÉTHODOLOGIE 2

- Localisation et description des sites expérimentaux 2
- Fraie artificielle et incubation 4
- Calcul du taux de mortalité 5
- Observations sur le terrain 5
- Datation biochimique et focalisation isoélectrique 7
- Concentrations tissulaires 7

RÉSULTATS 9

- Physico-chimie 9
- Datation biochimique 9
- Mortalité 12
- Développement embryonnaire 15
- Focalisation isoélectrique 19
- Concentrations tissulaires 19

DISCUSSION 19

CONCLUSION 26

REMERCIEMENTS 26

BIBLIOGRAPHIE 27

ANNEXES 31

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau 1: Méthodes d'analyse des échantillons d'eau 6

Tableau 2: Méthodes de datation biochimique et de focalisation isoélectrique 8

Tableau 3: Résumé des conditions physico-chimiques prévalant aux différentes stations 10

Tableau 4: Développement des alevins du milieu témoin entre les jours 135 et 157 après fertilisation 20

Tableau 5: Concentrations tissulaires de certains éléments après 35 jours et 135 - 142 jours de développement en milieu acide et témoin 22

Tableau 6: Relations entre le taux moyen de mortalité au temps t ($\bar{Z}_t$), le pH moyen pour la même période (pH_t) et la somme des concentrations en métaux (µg/L) divisée par leur seuil de toxicité pour la période précédente (M_{t-1}) pour les lacs Parke et Landry durant l'année 1981/82 25

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1: Localisation géographique des secteurs d'étude 3

Figure 2: Activité enzymatique de la MDH et de la concentration en protéines solubles en fonction du temps après la mort à 1, 4 et 12°C 11

Figure 3: Activité enzymatique de la MDH en fonction de la concentration des protéines solubles au jour 35 13

Figure 4: Histogramme de fréquence des cases en milieu témoin et acide en fonction de la mortalité totale au jour 35 14

Figure 5: Histogramme de fréquence des cases en milieu témoin en fonction de la mortalité totale et de l'infestation de champignons aux jours 79 et 85 16

Figure 6: Activité enzymatique de la MDH en fonction de la concentration des protéines solubles au jour 79 17

Figure 7: Pourcentage de mortalité abiotique en fonction du nombre de jours de développement dans le tributaire acide (pH 4,4), dans l'émissaire acide (pH 4,8), et dans le milieu témoin (pH 6,8; tributaire et émissaire groupés) 18

Figure 8: Patrons de focalisation isoélectrique des protéines au jour 35 et entre les jours 135 et 149 d'oeufs et d'alevins s'étant développés en milieu acide (pH 5,0) et témoin (pH 6,5) 21

LISTE DES ANNEXES

Page

Annexe 1: Données brutes physico-chimiques des milieux acide (lac Robbé) et témoin (lac Barley) étudiés en 1982/83 31

Annexe 2: Représentation graphique de la variation temporelle des données physico-chimiques des lacs Robbé et Barley dans la région de Charlevoix, Québec 37

Annexe 3: Données brutes de comptage des oeufs et/ou alevins vésiculés morts et vivants. Présence ou absence de champignons saprolégniales 53

RÉSUMÉ

Leclerc, J., Y.C. Chagnon, C. Langlois et P. Duluda. 1984. Influence de l'acidification sur la survie et le développement des oeufs et des alevins vésiculés d'omble de fontaine Salvelinus fontinalis (Mitchill) dans la région de Charlevoix (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. et aquat. 1343: ix + 56 p.

On considère généralement l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) comme une espèce relativement résistante à l'acidification. Les divers seuils de tolérance et/ou d'effets décrits dans la littérature varient entre pH 4,5 et pH 6,5. L'effet des métaux, les teneurs en calcium et sodium, le degré de résistance aux conditions acides des différentes lignées génétiques, les stades de développement, l'acclimatation et la co-occurrence temporelle des stades les plus sensibles et de la surcharge acide de la fonte des neiges, sont autant de facteurs qui influencent ces seuils et qui rendent difficile l'interprétation des observations sur le terrain. Le présent travail a pour but de mesurer l'effet des conditions acides sur le développement et la survie d'oeufs et d'alevins vésiculés d'omble de fontaine indigène, au cours d'une expérience en boîtes d'incubation menée dans la région de Charlevoix, au Québec. Les conclusions sont tirées d'observations périodiques des boîtes d'incubation et d'une datation des oeufs morts retrouvés à partir de dosage de la malate déshydrogénase (MDH) et des protéines totales solubles. La mortalité a été divisée en mortalité d'origine biotique, principalement due aux champignons saprolégniales, et en mortalité abiotique reliée ici aux facteurs chimiques tels le pH et les métaux. La mortalité biotique, considérée comme indépendante du processus d'acidification, est déterminée grâce au montage expérimental des boîtes d'incubation. La mortalité abiotique restante est d'environ 15% en milieu témoin (pH = 6,8) mais atteint 100% en milieu acide (pH = 4,8). La mortalité abiotique commence dès les premiers stades de clivage où elle atteint 30% des individus à pH = 4,8 et 60% à pH = 4,4. Elle est presque inexistante pendant les stades embryonnés mais atteint 100% au moment de l'éclosion à pH 4,8. Le développement est également plus rapide à pH 6,8 qu'à pH 4,8. On a mis en évidence des différences quantitatives et qualitatives dans les patrons de focalisation isoélectrique des protéines entre des individus incubés en milieux acide et témoin au jour 35 du développement et à l'éclosion (jours 135-149). La concentration tissulaire de sodium est plus faible en milieu acide qu'en milieu témoin, alors que le cuivre est plus élevé en milieu acide au moment de l'éclosion. Ces résultats indiquent que la mortalité abiotique en milieu acide est principalement due au pH, auquel pourrait s'ajouter un effet synergique des métaux. On conclut que les seuils de tolérance proposés dans la littérature (pH 4,5 à 4,8) sont trop bas pour les populations testées d'omble de fontaine de la région de Québec et que ces seuils devraient se situer nettement en haut de pH 5,0.

ABSTRACT

Leclerc, J., Y.C. Chagnon, C. Langlois et P. Duiude. 1984. Influence de l'acidification sur la survie et le développement des oeufs et des alevins vésiculés d'omble de fontaine Salvelinus fontinalis (Mitchill) dans la région de Charlevoix (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. et aquat. 1343: ix + 56 p.

The brook trout (Salvelinus fontinalis) is generally considered to be relatively resistant to acidification. The various tolerance and/or effect levels mentioned in the literature vary between pH 4,5 and 6,5. Many factors are responsible for this variability which make field observations difficult to assess. The most important are concentrations of metals, calcium and sodium; acclimatization and the simultaneous occurrence of the most sensitive developmental stages with the acid flush during the spring snowmelt period. The present work was conducted to measure the effects of acidification on the development and survival of indigenous brook trout (eggs and sacfry) incubated in the natural waters of the Charlevoix region in Quebec. Conclusions are derived from periodic observations made during an incubation box experiment and the biochemical dating of egg deaths by malate dehydrogenase (MDH) and soluble total protein concentrations. Biotic mortality, principally attributed to saprolegnial fungi, was distinguished from abiotic mortality related to chemical factors such as pH and metals. Biotic mortality, considered independant of the acidification process, was eliminated from the data by the particular experimental design. The remaining abiotic mortality at the end of the experiment was 15% in the control environment (pH = 6,8) and reached 100% in acid conditions (pH = 4,4). This mortality began as early as the first cleavage stages and reached 30% in pH 4,8 and 60% in pH 4,4. It was virtually non-existent during the embryo stages but rose to 100% at hatching in pH 4,8. Egg development was also faster in pH 6,8 than in pH 4,8. Quantitative and qualitative differences were found between the protein isoelectric focusing patterns of the two eggs groups after 35 days of development and at hatching (135-149 days). Sodium concentrations in the tissus were lower in acid conditions, while copper was more concentrated at hatching in the acid conditions. These results indicate that abiotic mortality in acid conditions is primarily related to hydrogen ions. Metals could possibly have a superimposed effect. It is concluded that the tolerance levels proposed in the literature (pH 4,5 to 4,8) are too low for the tested brook trout populations of the Quebec region and that the level is more likely well over pH 5,0.

PRÉFACE

Le ministère des Pêches et des Océans, Direction de la Recherche sur les Pêches, poursuit depuis 1981 un programme spécial de recherche sur les effets des précipitations acides dans le milieu aquatique. Le présent rapport fait état des résultats obtenus lors d'une étude expérimentale réalisée en milieu naturel dans le cadre de ce programme de recherche. M. Yvan Vigneault, Chef de la section Habitat du poisson du ministère des Pêches et des Océans, agissait à titre de responsable scientifique et les travaux sur le terrain ont été exécutés par la firme Bio-Conseil Inc. en collaboration avec le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec.

INTRODUCTION

L'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) est reconnu comme l'espèce de salmonidés la plus résistante à l'acidification (Grande et al., 1978; Spry et al., 1981; Gunn et Keller, 1981); cette espèce est même recommandée pour l'ensemencement dans des eaux modérément acides où les espèces indigènes plus sensibles ont été décimées ou éliminées (Johansson et al., 1977). Les limites inférieures de pH compatibles avec le maintien de populations d'omble de fontaine seraient de l'ordre de 4,5 à 4,8 (Johansson et al., 1977; Grande et al., 1978).

Les différents travaux réalisés sur ce sujet ne sont pas tous convergents. Ainsi, Trojnar (1977) a obtenu 76% de succès à l'éclosion pour des oeufs d'omble de fontaine soumis à un pH de 4,6 tout au long de leur développement alors que Menendez (1976) n'a eu que 26% de succès à l'éclosion à un pH de 5,1. Dans son expérience, Menendez (1976) a pu définir un seuil de pH de 6,5 en bas duquel les effets de l'acidité s'intensifient. De même, Gunn et Keller (1981) ont trouvé un effet très net à un pH = 5,4 quand presque tous les oeufs incubés sont morts avant d'atteindre le stade d'alevin libre.

Plusieurs facteurs pourraient expliquer la disparité de ces résultats; ils ne furent pas mesurés ou contrôlés dans toutes les expériences. L'augmentation de la concentration des métaux qui accompagne la baisse de pH des eaux est une variable importante à considérer, mais il est difficile de séparer l'effet de ces métaux de l'effet direct du pH, surtout en regard des nombreuses interactions possibles (Spry et al., 1981; Brouard et al., 1982). La concentration en sodium et calcium de l'eau est un second facteur qui influence grandement la survie à bas pH (Brown et Lynam, 1981). De l'avis de Trojnar (1977), une eau moins minéralisée aurait amené une plus forte mortalité dans certains groupes soumis à bas pH lors de son expérience. En troisième lieu, la résistance à l'acidification varie génétiquement chez les salmonidés de sorte que des différences entre les souches utilisées lors des expériences peuvent induire des réponses variées au stress acide (Robinson et al., 1976; Gjedrem, 1976; Swarts et al., 1978). Quatrièmement, l'omble de fontaine étant plus sensible pendant les stades de développement que chez l'adulte, il est recommandé de tester cette espèce de la fertilisation à la période d'alevinage; les schémas expérimentaux différents peuvent avoir augmenté la variabilité dans les réponses si les stades les plus sensibles n'ont pas été soumis aux tests (Spry et al., 1981).

Il semble par ailleurs que l'omble de fontaine soit capable de détecter les remontées d'eau de sol alcaline et d'y frayer préférentiellement (Johnson et Webster, 1977), ce qui permettrait d'accroître la survie en eau acide des stades oeuf et alevin vésiculé. Une plus grande proportion des individus atteindrait alors le stade d'alevin libre qui semble pouvoir mieux s'acclimater en milieu acide (Schofield et al., 1981; Gunn et Keller, 1981). Enfin un dernier facteur important à considérer est la cooccurrence temporelle des stades sensibles de l'omble de fontaine et de la fonte des neiges, où la pollution acide atteint son intensité maximale pendant quelques semaines (Johannessen et Henriksen, 1978).

Malgré sa grande importance écologique et économique, l'omble de fontaine a été peu étudié au Québec en rapport avec les précipitations acides. Des inventaires récents (Langlois et al., 1984; Nadeau, 1983) ne permettent pas de détecter de lacs où l'acidification aurait éliminé des populations. Une étude des statistiques de pêche (Richard, 1982) conclut que les lacs acidifiés ne présentent pas un rendement diminué de captures d'omble de fontaine.

OBJECTIFS

Bien que dans certains cas les adultes montrent une résistance apparente face à l'acidification du milieu, il demeure cependant essentiel de vérifier le niveau de sensibilité des premiers stades de développement de l'omble de fontaine. La présente étude vise donc essentiellement à examiner comment les oeufs et les alevins vésiculés sont influencés par les modifications de la qualité de l'eau sur les sites de fraie. Le niveau futur des populations d'omble de fontaine et leur régulation sont étroitement liés à la survie des jeunes durant les premiers stades de développement (McFadden et al., 1967).

Dans cette perspective, les objectifs spécifiques de la présente étude sont:

1° évaluer l'importance des fluctuations temporelles de la physico-chimie de l'eau sur les sites de fraie de l'omble de fontaine;

2° évaluer la vulnérabilité en milieu naturel de l'espèce durant les premiers stades de développement;

3° identifier la relation entre l'acidité du milieu et la mortalité des oeufs et des alevins;

4° identifier la relation entre l'acidité du milieu et les retards ou anomalies de développement des oeufs et des alevins;

5° identifier, le cas échéant, la relation entre l'acidification du milieu et la disparition de certaines populations d'omble de fontaine dans la région de Charlevoix.

MÉTHODOLOGIE

La méthodologie utilisée permet de comparer les modèles de mortalité des oeufs et des alevins vésiculés dans un milieu acide et un milieu non acide servant de témoin. Dans les deux groupes de sites sélectionnés, les frayères sont localisées et des oeufs fécondés d'omble de fontaine y sont implantés. La mortalité des oeufs et des alevins vésiculés est évaluée périodiquement et des analyses physico-chimiques des eaux de surface sont effectuées concurremment.

Face à la difficulté d'obtenir une relation claire entre acidité et mortalité au cours d'expériences ou d'observations sur le terrain, nous nous sommes efforcés de bien définir les modèles de mortalité spatio-temporels et de rechercher des paramètres physiologiques et biochimiques qui relient ces modèles aux phénomènes d'acidification.

LOCALISATION ET DESCRIPTION DES SITES EXPÉRIMENTAUX

Une étude préliminaire a été effectuée en 1981-82 dans la réserve de Portneuf, aux lacs Parke et Landry (figure 1). Les résultats obtenus dans le cadre de cette première partie de l'étude (Leclerc, 1982) ont été particulièrement révélateurs en ce qui a trait aux variations temporelles très grandes du pH des eaux de surface; dans le grand tributaire au lac Parke, le pH a varié de 8,1 en décembre 1981 à 5,5 en avril 1982.

En 1982-83, l'expérience a été poursuivie dans la région de Charlevoix, plus précisément dans la zone d'exploitation contrôlée (ZEC) des Martres, à environ 125 km au nord-est de la ville de Québec (figure 1). Ce sont les tributaires du lac Barley et du lac Robbé qui ont été choisis comme sites expérimentaux. Le présent rapport traite principalement de cette partie de l'expérimentation réalisée dans la ZEC des Martres en 1982-83.

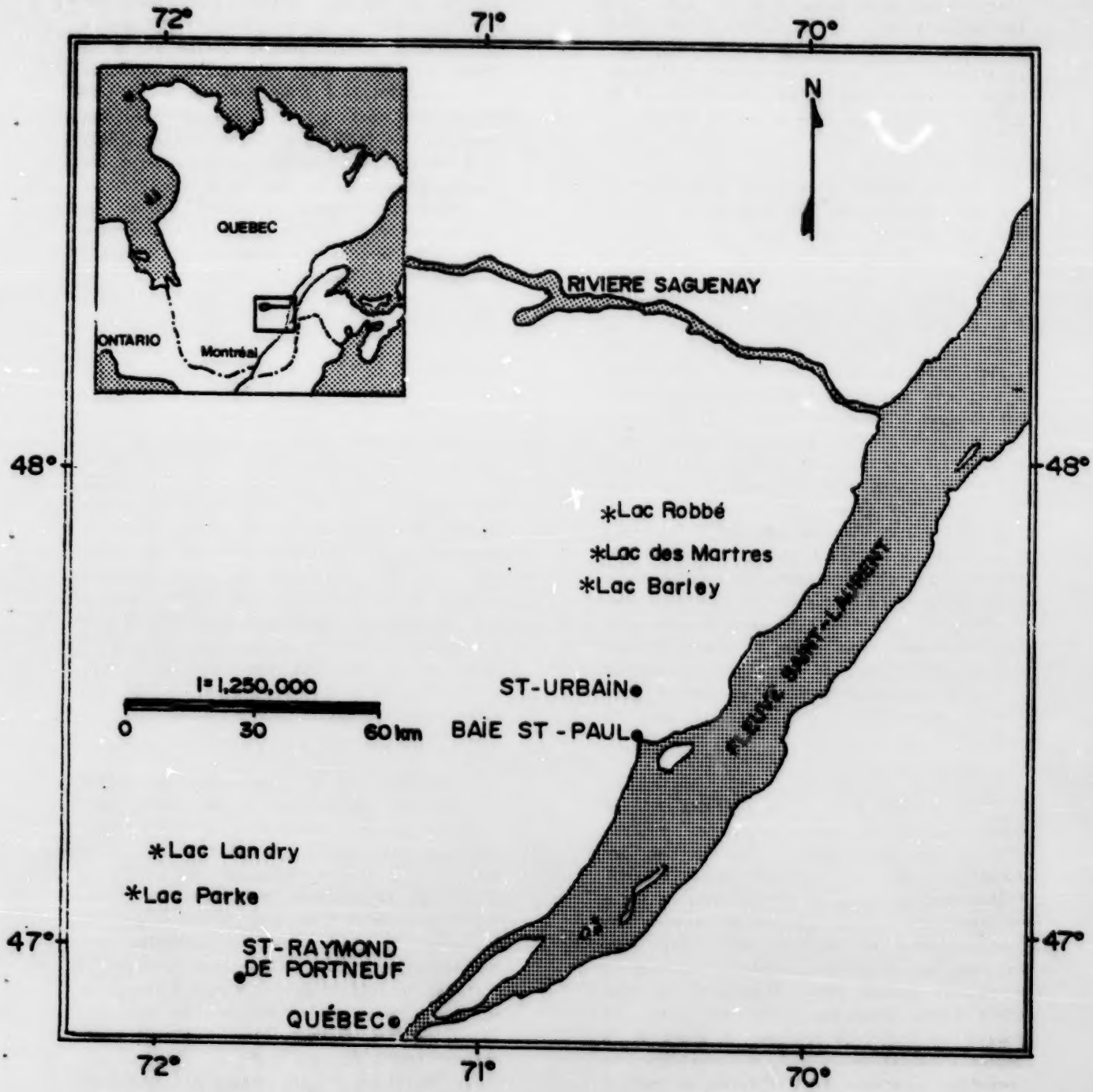


Figure 1: Localisation géographique des secteurs d'étude.

Le lac Robbé, un lac de tête du bassin hydrographique du lac des Martres et situé à 1,5 km plus au nord, a été retenu comme lac acide; le pH estival y est de 4,4 à 4,8 et l'alcalinité varie entre 0 et 10 µéq/L. Le lac Barley a servi de lac témoin; il est situé à 2 km au sud-ouest du lac des Martres, mais il s'écoule dans un bassin versant différent. Le pH estival au lac Barley varie entre 6,7 et 6,9 et l'alcalinité entre 90 et 110 µéq/L.

Au lac Robbé, deux sites expérimentaux ont été sélectionnés; le premier est situé dans un petit tributaire très acide (largeur moyenne = 1,5 m; pH = 4,4 et alcalinité ≅ 0 µéq/L) et le second est situé dans l'émissaire un peu moins acide (largeur moyenne = 5 m; pH = 4,8 et alcalinité = 5-10 µéq/L). De même, les sites témoins du lac Barley ont été sélectionnés sur le tributaire et l'émissaire du lac; les deux sites sont des frayères naturelles pour l'omble de fontaine et possèdent des caractéristiques physico-chimiques semblables (largeur moyenne = 8-12 m; pH = 6,7-6,9 et alcalinité = 90-110 µéq/L). Le choix des paires de sites sur le tributaire et l'émissaire d'un même lac autorisait l'analyse simultanée de l'effet acide/témoin et de l'effet tributaire/émissaire, ce dernier constituant une variable auxiliaire d'intérêt pour l'aménagiste. Cependant, à cause de difficultés techniques rencontrées en cours d'expérience, l'analyse de l'effet tributaire/émissaire n'a pu être menée à bien et seul l'effet acide/témoin est considéré dans ce rapport.

La capture d'omble de fontaine au lac Robbé est nulle depuis plusieurs années. D'après les renseignements fournis par des forestiers et des pêcheurs sportifs qui fréquentent la région de longue date, ce lac a maintenu une bonne population d'omble de fontaine jusqu'aux environs des années 1960. En plus de rendements de pêche soutenus au cours des années 1950, l'activité de frai était alors évidente. Par la suite, la population a diminué beaucoup au cours de la décennie suivante si l'on considère la cessation apparente de l'activité de frai et l'obligation de renouveler le stock par ensemencement tous les quatre ou cinq ans. La population d'omble de fontaine du lac Robbé est à peu près disparue au moins depuis 1970 (Dulude et Turgeon, 1983). Une tentative d'ensemencement en août-septembre 1980 par le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec s'est soldée par un échec (Turgeon, 1981); à l'automne 1982, quelques ombles seulement ont été aperçus près des frayères. Un inventaire récent (juillet 1983) à la pêche électrique n'a permis la récolte d'aucun alevin, ce qui permet de douter de la reproduction l'automne précédent. Quant au lac Barley et à ses tributaires, la récolte d'omble de fontaine s'y maintient actuellement à un excellent niveau.

FRAI ARTIFICIEL ET INCUBATION

Les géniteurs ont été capturés dans le bassin du lac Barley les 20 et 21 septembre 1983 au moyen de la pêche électrique. Après leur capture, ils étaient transportés et mis en cage de rétention au lac Barley, mâles et femelles séparés. Le frai artificiel a eu lieu le 22 septembre au même endroit (T_{air} = 10°C; T_{eau} = 10°C; pH = 6,8) en employant la méthode à sec suivie d'un gonflement dans l'eau du lac Barley. Les 17 mâles et 55 femelles capturés ont fourni environ 9,400 oeufs qui furent incubé aux sites expérimentaux le jour même.

Les oeufs ont été placés dans des boîtes d'incubation de Whitlock-Vibert (WVB) modifiées de la façon suivante: le compartiment supérieur qui sert à l'incubation des oeufs était divisé en dix cases par des parois de plexiglass (2 rangées de 5 cases). Cette subdivision de la chambre d'incubation servait à limiter la progression des épidémies dues aux saprolégniales. Chaque case recevait 20 oeufs et servait d'unité d'échantillonnage de sorte que chaque boîte WVB relevée apportait 10 estimations de mortalité. Les boîtes WVB étaient regroupées par cinq en nids artificiels (Whitlock, 1978), chaque nid contenant

ainsi un maximum de 1 000 oeufs. Les boîtes furent enfouies à environ 10-15 cm dans du gravier préalablement tamisé (maille du tamis: 0,8 cm); le gravier fin (0,8-2 cm) occupait la proximité des boîtes et le gravier grossier (2-8 cm) remplissait le reste du nid artificiel. Les boîtes ont été réparties à chaque site expérimental comme suit:

	Tributaire	Émissaire
lac Barley	12	14
lac Robbé	10	11

Les boîtes du lac Robbé ont été enfouies plus tôt dans la journée et dans du gravier un peu plus grossier qu'au lac Barley.

OBSERVATIONS SUR LE TERRAIN

Les sites ont été visités à intervalles irréguliers pour l'estimation de la mortalité par la levée d'une boîte tirée au hasard. Dans chaque case, le nombre d'oeufs morts (opacité et/ou mobilité nulle chez l'oeuf embryonné avant l'éclosion), le nombre d'oeufs vivants, la présence d'insectes, la présence de champignons et l'ensablement étaient notés. Les alevins vésiculés étaient comptés de la même façon; cependant, les alevins vésiculés devenaient plus agiles avec la résorption de la vésicule et pouvaient s'échapper de la boîte WVB. Les individus vivants et morts récoltés étaient conservés sur glace sèche pour analyse biochimique subséquente ou dans du liquide de Bouin pour la détermination du stade de développement (Balon, 1980). Des échantillons de pleine eau étaient récoltés pour analyse chimique. Le tableau 1 donne les méthodes analytiques utilisées au cours de ce travail. Il est à noter que la forme totale des métaux a été mesurée à partir d'échantillons de 1 L d'eau auxquels on ajoutait 2 ml d'acide nitrique ULTREX.

CALCUL DU TAUX DE MORTALITÉ

Le taux de mortalité instantané (Z) affectant une population d'oeufs d'omble de fontaine peut être divisé en mortalité d'origine biotique (Z_b) et d'origine abiotique (Z_a):

$$Z = Z_b + Z_a$$

La mortalité que nous voulons analyser dans ce travail est celle d'origine abiotique; c'est, plus particulièrement, la mortalité qui pourrait être associée à une trop grande concentration dans l'eau d'ions hydrogène et de métaux. Les causes biotiques de mortalité, principalement l'infestation par les saprolégniales et la prédation, ne seront pas considérées comme dépendantes du processus d'acidification, ainsi, Z_b est considérée comme une variable de correction pour l'analyse. Pour ce faire, nous avons tiré profit du fait que Z_b et Z_a s'expriment sur des échelles spatiales différentes, du moins pour les facteurs chimiques de l'eau. En effet, Z_b possède une grande hétérogénéité spatiale qui correspond à la présence/absence du prédateur ou à l'aire de dispersion d'une épidémie de champignons. Par contre, la partie de Z_a due à la chimie de l'eau possède une forte homogénéité spatiale en vertu du processus de mélange de la masse d'eau. En d'autres termes, Z_b s'applique à chaque nid alors que Z_a s'applique à l'ensemble de la frayère. On doit cependant exclure de Z_a les facteurs physiques comme l'ensablement local (Hausle et Coble, 1976) que l'on peut observer en cours d'expérience. De même, nous assumons qu'il n'y a pas eu de remontée d'eau alcaline en milieu acide, ce qui aurait pu influencer le comportement spatial de Z_a. Cette approche s'inscrit dans le cadre conceptuel élargi de la niche écologique développé par Ryder et al. (1981).

L'aspect temporel de la mortalité est également important puisque les stades de développement successifs de l'oeuf et de l'alevin vésiculé semblent de sensibilité

Tableau 1: Méthodes d'analyse des échantillions d'eau.

Paramètre	Méthode	Délai maximum d'analyse	Référence
pH	pH mètre Fisher 110	2 h	
Alcalinité	titration de Gran	24 h	Kramer, 1981
Cl^-	titration par argentométrie	24 h	A.P.H.A., 1980
$N\text{-}NO_3$	colorimétrie par l'acide phénoldisulphonique	24 h	A.P.H.A., 1980
SO_4^{2-}	titration par chlorure de baryum	24 h	Environnement Canada, 1979
Cd, Cu, Pb, Fe, Zn	extraction MIBK-APDC: absorption atomique	3 mois	Environnement Canada, 1979
Al, Mn	extraction MIBK-Osine: absorption atomique	3 mois	Environnement Canada, 1979
Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}	absorption atomique	3 mois	Environnement Canada, 1979

différente et que l'apport acide est variable dans le temps. Nous avons voulu détailler cet aspect de la mortalité chez l'oeuf d'omble de fontaine en utilisant deux méthodes indépendantes: l'échantillonnage périodique pour la construction d'une courbe de mortalité et l'analyse biochimique des oeufs morts pour déterminer le laps de temps écoulé depuis la mort.

DATATION BIOCHIMIQUE ET FOCALISATION ISOÉLECTRIQUE

Nous avons établi en laboratoire l'évolution de deux paramètres biochimiques en fonction du temps chez l'oeuf d'omble de fontaine prélevé vivant du milieu et immédiatement congelé sur glace sèche. Au laboratoire, les oeufs étaient décongelés et mis dans un réservoir d'eau circulante à température contrôlée pendant une période allant jusqu'à 29 jours. On rajoutait du NaCl (0,9‰) à l'eau du système pour obtenir un milieu aux conditions osmotiques acceptables pour les oeufs. Des oeufs étaient prélevés à tous les deux jours ou à intervalles plus grands vers la fin de l'expérience. Les températures suivantes ont été testées: 1,0, 4,0 et 12,0°C avec une précision nominale de ±0,2°C. On a ensuite mesuré l'activité enzymatique de la malate déshydrogénase [MDH] et la quantité de protéines totales solubles [PROT] selon le protocole résumé au tableau 2. La MDH a été choisie pour ses caractéristiques moléculaires (Acton et Gypta, 1979) et pour son activité relativement constante au cours du développement embryologique (Shaklee et al. 1974). Le choix des protéines totales solubles est par ailleurs lié à leur capacité d'intégration de l'ensemble du processus de dégradation. L'évolution temporelle de ces deux paramètres a permis d'élaborer un modèle de datation biochimique de la mort des oeufs qui, une fois validé par une expérimentation en milieu naturel, a été utilisé pour déterminer les périodes de mortalité dans les milieux acide et témoin.

Nous avons aussi voulu détecter des différences intracellulaires entre les oeufs et les alevins soumis aux conditions acides et ceux qui étaient incubés en milieu témoin à un pH presque neutre. A cette fin, nous avons effectué une focalisation isoélectrique des protéines membranaires et cytoplasmiques sur gel ultra-mince de polyacrylamide (tableau 2). On obtenait ainsi une série de bandes colorées de protéines séparées selon leurs points isoélectriques propres (Rhigetti et Drysdale, 1976), la densité optique des bandes étant fonction de la quantité de protéine. On sait que l'activité des protéines est très dépendante du pH intra-cellulaire qui doit ainsi être constant malgré les variations importantes de pH de l'eau (Spry et al., 1981 citant Reeves, 1977). Les résultats obtenus sont interprétés en termes d'acclimatation au niveau cellulaire et de perte d'homéostasie.

CONCENTRATIONS TISSULAIRES

Spry et al. (1981) recommandent l'utilisation de la concentration plasmatique ou tissulaire des ions majeurs comme paramètres physiologiques utilisables sur le terrain. Nous avons analysé la concentration tissulaire des ions Na^+ et Cl^- comme indicateurs de perte d'ionorégulation (Fromm, 1980; Ultsch et al., 1981). Nous avons également mesuré les concentrations tissulaires de cinq métaux (Al, Fe, Cd, Cu, Zn) pour évaluer leurs rôles dans la mortalité abiotique chimique (Van Hoof et Van San, 1981). La préparation des échantillons de tissus pour l'analyse des concentrations est résumée ci-après:

- homogénéisation des individus d'un groupe (voir tableau 2);
- dessication à 550°C pendant 24 heures;
- analyse des concentrations selon les méthodes décrites au tableau 1.

Tableau 2: Méthodes de detetion biochimique et de focalisation isoélectrique.

Analyse	Appareil	Méthode	Référence (marque de commerce)
Homogénéisation des tissus	Polytron, Brinkman	1 individu dans soit: (a) 1,5 ml sucrose 0,25M (b) 1,5 ml de solution de lyse O'Farrell modifiée avec 7M urée et 2% pharmalyte 5/8 Homogénéisation à 4°C, 10 sec., à régime moyen	O'Farrell, 1975 (Pharmacia Fine Chemicals)
Dosage (PROT)	Spectrophotomètre Coleman Junior IIA	Microméthode "Bio-Rad protein assay" sur l'homogénat (a)	Bio-Rad Lab, 1981
Dosage (MDH)	Spectrophotomètre Coleman Junior IIA modèle 6/20A	Modifié avec tampon phosphate 0,1M, pH 8,0, oxaloacétate 1mM, NADH 0,3mM; 200 µl de l'homogénat (a) pour un volume total de 1,5 ml	Bailey et Wilson, 1968
Focalisation isoélectrique des protéines cytoplasmiques et membranaires	Médiphor, Desage	Gel de polyacrylamide modifié de O'Farrell avec 7M urée, 0,4% ampholyte 4/6 et 1,6% pharmalyte 5/8; Anolyte 5% (V/V) H_3PO_4 et 3M urée; catholyte 5% (V/V) éthylène diamine et 7M urée; pour l'homogénat (b), 40 µL appliqué sur 7 mm de gel 2 heures à 5W constants; 10°C	O'Farrell, 1975 (LKB) (Pharmacia Fine Chemicals) Klose et Feller, 1981
Coloration		Coomassie brillant blue R250	Rhigetti et Drysdale, 1974
Densitométrie	Densitomètre Vitatron TLD 100	Lecture à 634 nm	

RÉSULTATS

Les observations sur le terrain ont été effectuées à partir du 15 septembre 1982, soit quelques jours avant l'installation des oeufs fertilisés dans les boîtes WVB, jusqu'au 25 février 1983 alors que tous les individus encore vivants étaient au stade de larve vésiculée. Toutefois, pour des raisons décrites plus loin, les observations dans les tributaires acide et témoin se sont terminées respectivement le 17 février 1983 et le 10 décembre 1982. Comme la variabilité était généralement plus grande en hiver qu'en automne, les mesures dans les émissaires acide et témoin décrivent mieux les conditions retrouvées au cours de l'expérience.

PHYSICO-CHIMIE

Un examen du tableau 3 permet de tirer quelques conclusions sur l'acidité des quatre sites en utilisant les résultats et analyses de Langlois *et al.* (1983). Le calcul des balances ioniques donne des écarts relativement faible de -22% (émissaire acide) et de -4% (émissaire témoin), ce qui vérifie la fiabilité des résultats. Le milieu témoin est plus minéralisé (Σ cations > 35 μéq/L) que le milieu acide (Σ cations < 25 μéq/L). Le pH et l'alcalinité constituent les différences majeures entre les deux milieux. On note aussi une plus forte couleur en milieu acide, variable reliée à la plus grande concentration de fer qu'on y retrouve et, possiblement, à plus d'acides organiques. L'anion le plus abondant dans les deux sites est SO_4^{-2} (72% des anions en milieu acide; 53% en milieu témoin); l'alcalinité est négligeable en milieu acide (< 3,3%) mais constitue 26% des anions du milieu témoin. Bien que la différence entre la concentration de plusieurs métaux dans les émissaires semble souvent non significative, il n'en reste pas moins que la somme des métaux est nettement plus grande en milieu acide (309,3 µg/L contre 287,6 µg/L). Une évaluation du niveau d'acidifcation des deux systèmes (Langlois *et al.*, 1983) indique que les sites du lac Robbé (nommé acide) sont toujours classifiés comme acidifiés alors que le lac Barley (témoin) fait partie des lacs de transition, où le pH n'est pas encore affecté de façon évidente.

Les régimes thermiques qui ont eu cours dans les émissaires ont suivi des évolutions parallèles, l'émissaire témoin ayant cependant des températures légèrement plus élevées. L'annexe 1 présente les données brutes d'analyse chimique de l'eau et l'annexe 2 présente les variations temporelles sous forme de graphique pour chacun des paramètres. L'examen de ces données montre que, compte tenu de la variation temporelle des variables chimiques, le tributaire témoin réunit les mêmes conditions que l'émissaire témoin. On pourra donc considérer les expériences menées à ces endroits comme des réplications puisqu'on veut établir la relation entre mortalité abiotique et variables chimiques de l'eau. Par contre, le facteur-clé qu'est le pH, différencie nettement tributaire et émissaire acides qui seront donc considérés séparément.

DATATION BIOCHIMIQUE

Les expériences en laboratoire montrent que l'activité enzymatique de la MDH décroît avec le temps chez l'oeuf d'omble de fontaine mort. La figure 2 montre que la valeur relative de l'activité enzymatique de la MDH ($\log [MDH]$) n'a plus que 57% (12°C) à 72% (1°C) de sa valeur initiale après 30 jours; cela correspond à une perte d'activité de 86% à 66%. De 15 à 29 jours, on note que le $\log [MDH]$ ne décroît plus linéairement avec le temps mais se maintient à des valeurs comprises entre 45% et 65% de la valeur initiale. Au contraire de la MDH, la concentration des protéines totales solubles ($\log [PROT]$) augmente avec le temps (4 et 12°C) ou se maintient près de son niveau initial (1°C). Le comportement de $\log [PROT]$ est plus variable que celui de $\log [MDH]$ dans l'intervalle de 0 à 15 jours. De 15 à 29 jours, le $\log [PROT]$ à 4 et 12°C atteint un plateau de concentration nettement plus élevée que les valeurs initiales. Le maximum de concentration des

Tableau 3: Résumé des conditions physico-chimiques prévalant aux différentes stations. (n: taille de l'échantillon; x: moyenne; σ: écart-type; min: valeur minimale; max: valeur maximale; <: valeur sous le seuil de détection)

Paramètres	Milieu acide (lac Robbô)										Milieu témoin (lac Barley)									
	Tributaire					Émissaire					Tributaire					Émissaire				
	n	x	σ	min	max	n	x	σ	min	max	n	x	σ	min	max	n	x	σ	min	max
T (°C)	4	1,8	2,0	0,5	4,8	4	3,9	3,7	0,8	9,1	3	3,7	3,7	1,2	10,6	4	3,9	3,9	0,5	10,9
pH	6	4,47	0,18	4,44	4,65	9	4,86	0,08	4,73	5,01	4	6,83	0,07	6,75	6,89	9	6,69	0,17	6,35	6,91
Couleur (U.H.)	1	70	—	—	—	1	45	—	—	—	1	20	—	—	—	1	20	—	—	—
Alcalinité	5	<10	—	<10	10	8	<10	—	<10	10	4	92,8	2,1	91	95	8	96,2	21,3	70	12,7
SO_4^{2-} (µéq/L)	5	212	65	117	271	8	208	69	133	365	4	190	102	108	337	8	194	60	108	271
$H\text{-}HO^-$ (µéq/L)	5	3,1	1,3	1,5	5,0	8	2,3	0,8	1,1	3,4	4	1,5	0,8	0,5	2,1	8	1,9	1,1	0,5	3,9
Cl^- (µéq/L)	5	70	24	54	107	8	78	23	54	107	4	81	22	54	107	8	75	24	28	107
Na^+ (µéq/L)	5	96	13	78	109	8	87	22	57	113	4	109	4	100	113	8	100	26	61	130
K^+ (µéq/L)	5	8	8	3	18	8	3	3	<3	8	4	8	0	8	8	8	8	3	5	15
Ca^{2+} (µéq/L)	5	135	60	75	210	8	80	30	55	145	4	140	10	125	145	8	155	40	120	230
Mg^{2+} (µéq/L)	5	119	112	30	262	8	61	91	24	285	4	49	4	44	53	8	90	79	41	257
Fe (µg/L)	5	845	1040	320	2700	8	280	120	187	510	4	199	216	66	520	8	106	52	52	190
Mn (µg/L)	5	21	5	13	25	8	21	12	6	46	4	16	14	6	36	8	10	6	4	23
Al (µg/L)	5	180	59	101	244	8	171	113	83	425	4	144	34	110	177	8	140	45	70	217
Cd (µg/L)	5	4,8	1,9	2	7	8	2,4	2,2	<1	7	4	1,5	0,6	1	2	8	1,5	0,9	<1	3
Cu (µg/L)	5	12,8	9,7	7	30	8	6,9	2,5	4	11	4	6,8	1,5	5	8	8	8,8	4,3	5	17
Zn (µg/L)	5	12,0	12,3	6	34	7	11,3	3,2	8	18	4	5,8	2,2	3	8	7	6,3	2,1	4	9
Pb (µg/L)	5	12,4	6,7	6	22	8	16,4	6,0	8	26	4	15,8	18,6	4	43	8	14,8	8,5	4	31

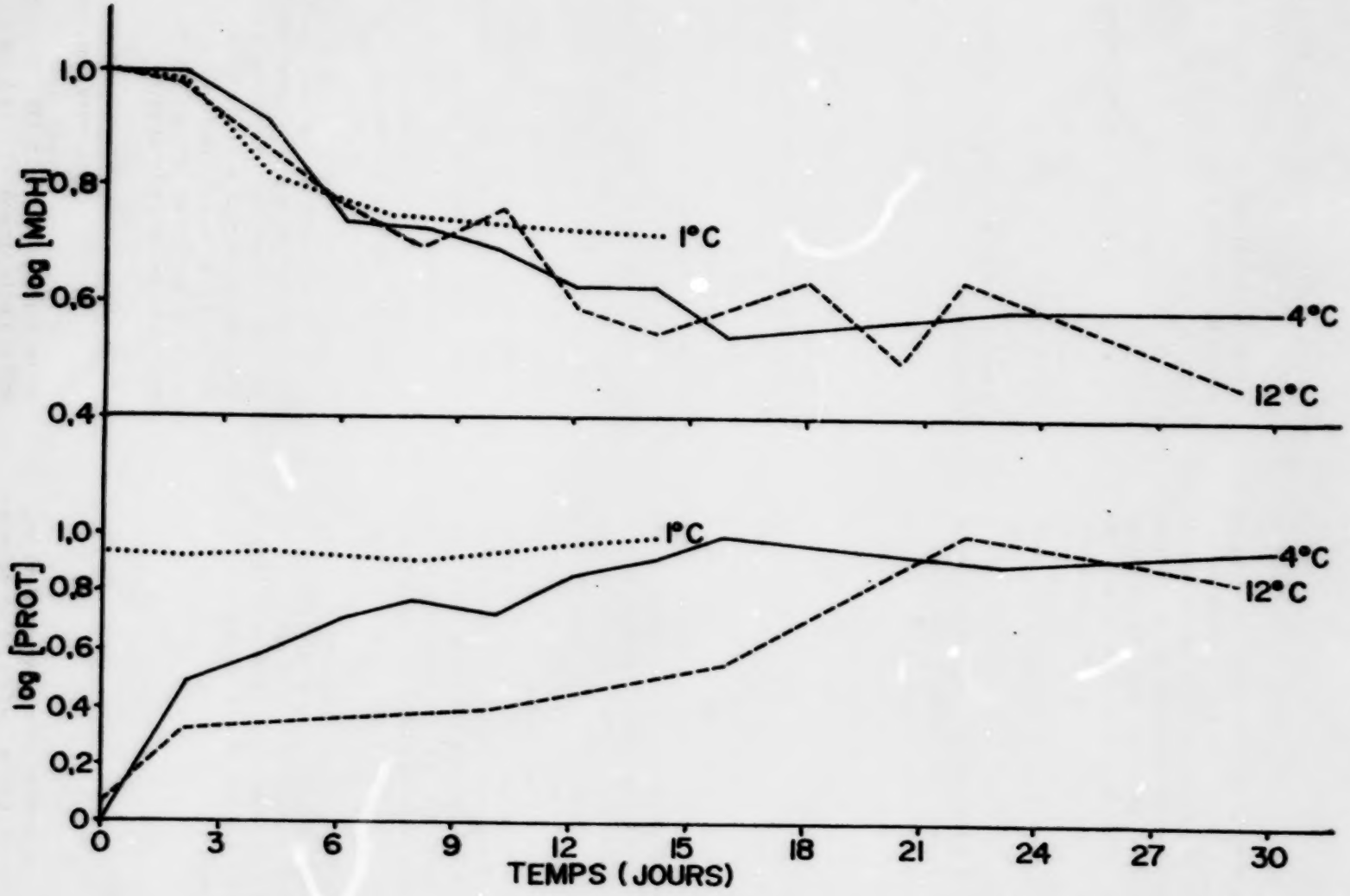


Figure 2: Activité enzymatique de la MDH et de la concentration en protéines solubles en fonction du temps après la mort à 1, 4 et 12°C.

protéines totales solubles enregistré après la mort (figure 2) pourrait être expliqué par une solubilisation naturelle des protéines membranaires et/ou par un changement de conformation des protéines après la mort (la technique d'analyse utilisée ne solubilise pas les prztéines membranaires). La diminution enregistrée après le 21e jour peut être liée à la dénaturation de de ces protéines membranaires.

Ces observations en laboratoire permettent de suggérer des règles d'interprétation des valeurs de log [MDH] et log [PROT] retrouvées chez l'oeuf mort en nature. Les oeufs ayant 65% ou plus de la valeur initiale de log [MDH] sont morts depuis 15 jours ou moins. De 15 jours à au moins 25-30 jours, le critère est que log [PROT] est plus grand que sa valeur initiale. Les oeufs, ayant log [MDH] faible (< 45% de sa valeur initiale) et log [PROT] nettement plus bas que les valeurs initiales, sont morts depuis un temps dépassant 25-30 jours. Sur la base de ces critères, on a regroupé à l'aide de courbes enveloppantes, sur un graphique log [MDH] vs log [PROT], les oeufs vivants (V), les oeufs provenant des milieux témoins (T) et les oeufs provenant des milieux acides (A) (figure 3); comme ce fut le cas pour les oeufs vivants, les oeufs morts provenant des milieux acide et témoin ont été congelés sur glace sèche avant leur transport au laboratoire. Ce regroupement vise à identifier les épisodes successifs de mortalité dans les deux milieux. Ainsi, les oeufs morts recueillis en milieu témoin ou en milieu acide peuvent se diviser en plusieurs groupes qui correspondent à des dates de mortalité différentes. La superposition de deux groupes (A et T) indique une mortalité à des dates à peu près semblables.

MORTALITÉ

Lors du premier relevé de mortalité des oeufs effectué sur le terrain le 26 octobre 1982 (jour 35 après la fécondation), des patrons de mortalité nettement différents ont été mis en évidence en milieu témoin et en milieu acide (figure 4). Le pourcentage de mortalité (A) est, pour n = 10 à chaque endroit:

	Tributaire	Émissaire
Milieu acide	60 ± 15	37 ± 12
Milieu témoin	71 ± 25	35 ± 41

A est relié à Z (mortalité totale) par l'équation:

$$Z = -\log (1-A)$$ (Ricker, 1975)

La mortalité en milieu acide est principalement d'origine abiotique: les champignons, principal facteur biotique de mortalité au cours de ce travail, étaient presque absents. Les valeurs d'écart-types retrouvées sont relativement basses par rapport à la moyenne et indiquent une faible variabilité spatiale, ce à quoi on s'attend dans le cas de Z_a (mortalité abiotique). Par contre, en milieu témoin, on retrouve une forte infestation de saprolégniales dans le tributaire et une infestation moins intense dans l'émissaire. Cette mortalité d'origine biotique se réflète dans des variations spatiales importantes, à en juger par les écart-types plus élevés. En milieu témoin, Z_b (mortalité biotique) s'ajoute à Z_a. Cela est illustré aux figures 4 et 5 où on présente les histogrammes de fréquence des cases en fonction de la mortalité totale. En milieu témoin, on a une distribution bimodale. Le pic de faible mortalité est constitué des cases exemptes de saprolégniales et le pic de forte mortalité à des cases infestées. Sur cette base, nous avons retenu le pic de faible mortalité pour définir Z_a en milieu témoin; Z_a = Z en milieu acide. Le tableau des mortalités abiotiques est alors le suivant:

	Tributaire	Émissaire
Milieu acide	60 ± 15%	37 ± 12%
Milieu témoin (groupé)	13 ± 15%	

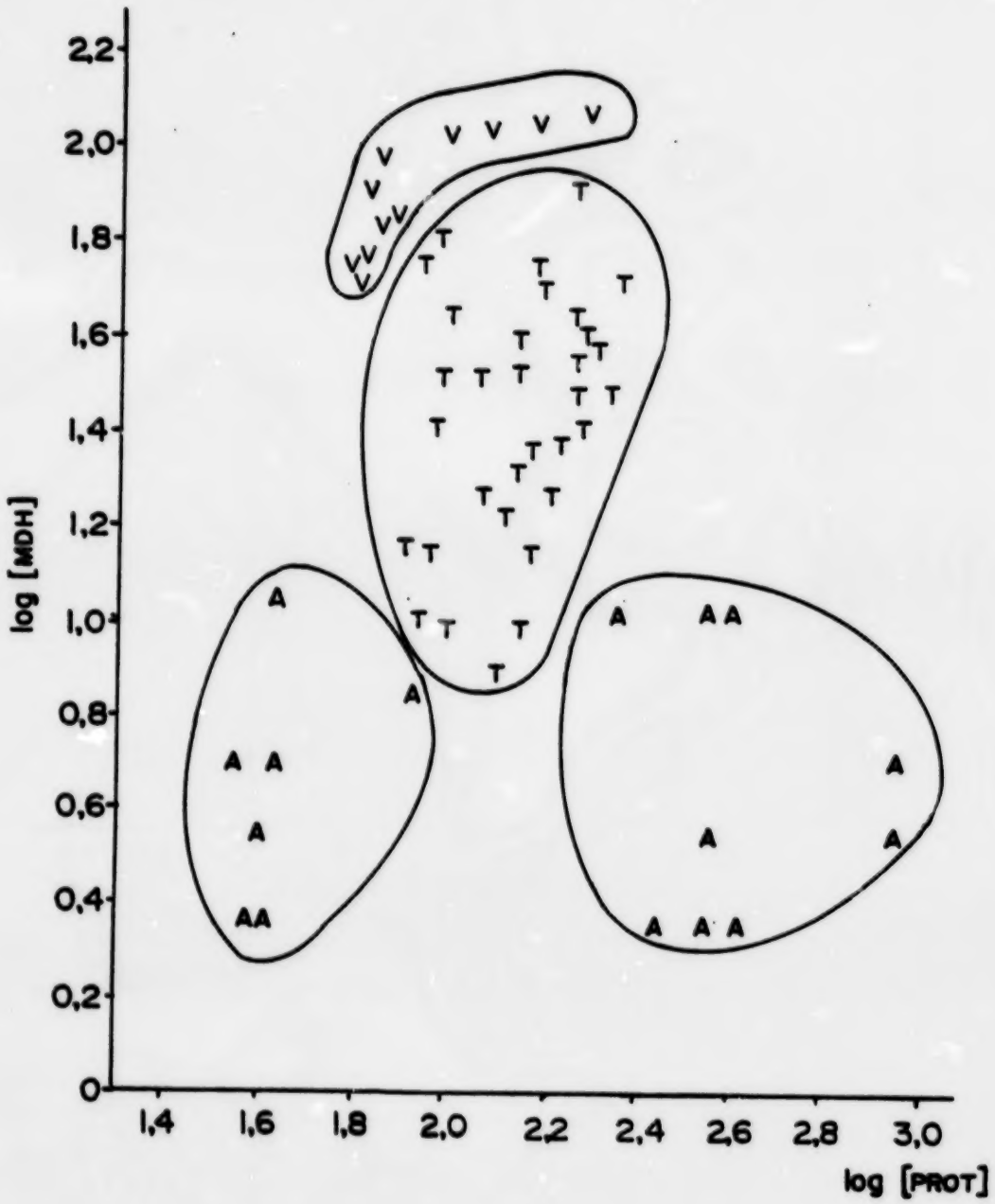


Figure 3: Activité enzymatique de la MDH en fonction de la concentration des protéines solubles au jour 35. (V: Vivant, T: Témoin; A: Acide).

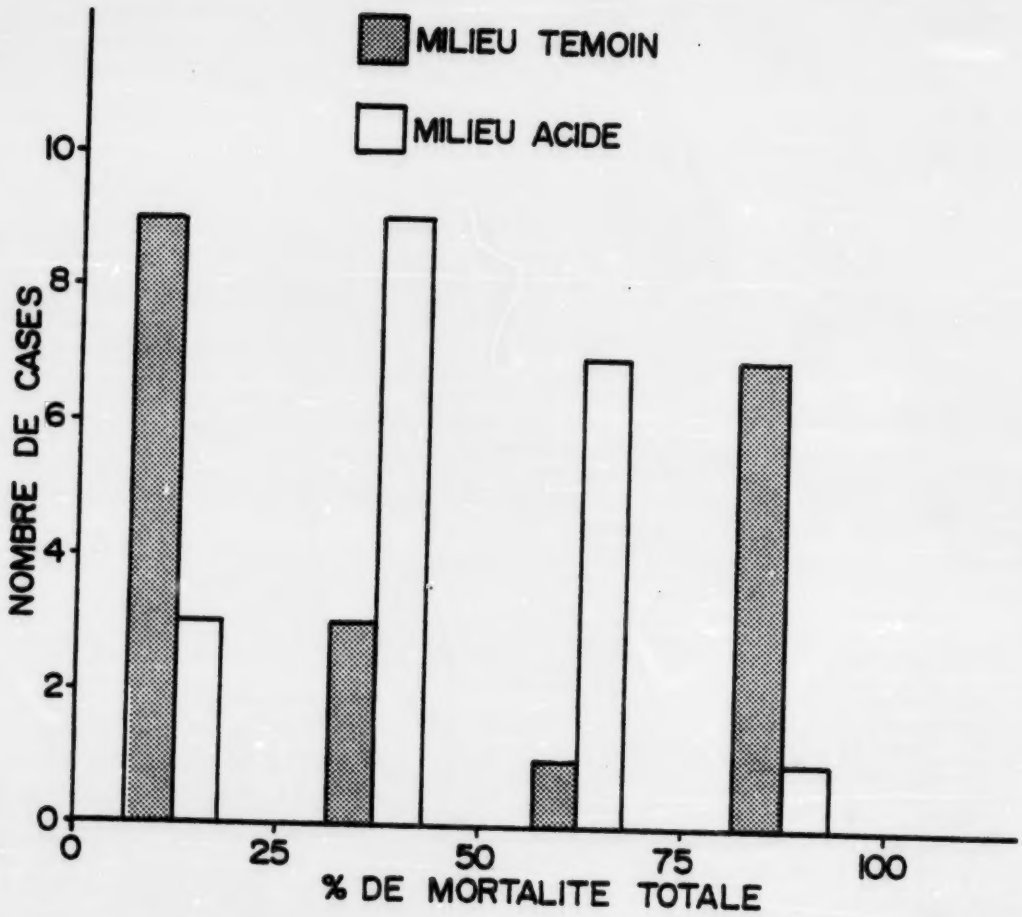


Figure 4: Histogramme de fréquence des cases en milieu témoin et acide en fonction de la mortalité totale au jour 35.

La datation biochimique montre également de fortes différences entre les milieux (figure 3). La mortalité en milieu acide se produit plus tôt après la mise en place des boîtes WVB; d'après nos datation biochimiques, cette mortalité a lieu pendant les premiers jours de développement. La mortalité en milieu témoin se produit plus tardivement, la majorité des points se situant en deçà de 15 jours de la date de prélèvement des boîtes WVB.

Le second relevé de mortalité sur le terrain a été effectué le 9 décembre 1982 (jour 79). Le tributaire acide était complètement gelé et l'expérience y a été abandonnée. Dans l'émissaire acide, le pourcentage de mortalité était de 33 ± 12% (n = 10) et il n'y avait pas d'infestation de saprolégniales. En milieu témoin, les champignons avaient tué la plupart des oeufs dans le tributaire et une forte majorité dans l'émissaire. Cependant, des cases épargnées par l'infestation présentaient un taux de survie important (figure 5). La mortalité abiotique, calculée sur les cases non infestées, était alors de 13 ± 15% (n = 15). C'est dire que dans les deux milieux, il y a peu ou pas de mortalité abiotique entre les jours 35 et 79 du développement. Ces résultats sont confirmés par la datation biochimique (figure 6). La mortalité dans l'émissaire acide n'est pas récente puisque les valeurs moyennes de log [MDH] et log [PROT] sont faibles par rapport à ce que l'on retrouve chez les oeufs vivants. La mortalité dans le tributaire témoin se divise en deux épisodes dont l'un, plus récent, correspond à la continuation de l'épidémie de champignons. Devant l'ampleur de la mortalité biotique en milieu témoin, nous avons procédé à une réimplantation des oeufs vivants dans l'émissaire le 15 décembre 1982. Quinze nouvelles boîtes WVB, contenant chacune 30 oeufs, ont été enfouies par groupe de 5. Une visite de contrôle, le 3 janvier 1983, a montré le franc succès de l'opération, la boîte relevée ayant 0% de mortalité.

La troisième visite comparative, le 3 février 1983 (jour 135), révèle des patrons de mortalité complètement différents entre milieux acide et témoin. L'éclosion est en cours au lac acide, mais les jeunes larves vésiculées ne sont pas viables. Quelques-unes ne semblent pas pouvoir se libérer du chorion et toutes sont peu mobiles. Les larves tombées dans le compartiment inférieur de la boîte d'incubation sont mortes. On note la présence de nombreux détritivores du genre Leptophlebia sp. qui dévorent les carcasses. Au jour 135, le pourcentage de mortalité en milieu acide est de 79 ± 17%. Le 10 février (jour 142), ce pourcentage atteint 97 ± 3%. Le 17 février (jour 149), la mortalité est de 100%.

Pendant ce temps, en milieu témoin, l'éclosion semble complétée avant le 3 février. Des visites les 3, 10, 17 et 25 février ne permettent pas de détecter de mortalité après l'éclosion. Les larves vésiculées sont toutes dans le compartiment d'alevinage et sont toutes très actives. Lors d'une dernière visite le 15 mai 1983 (jour 228; pH = 6,71), les alevins avaient quitté les boîtes WVB restantes. La figure 7 résume l'évolution temporelle de la mortalité abiotique au cours de cette expérience. Les données brutes de comptage pour l'estimation de la mortalité sont présentées à l'annexe 3.

DÉVELOPPEMENT EMBRYONNAIRE

Le développement embryonnaire a été plus rapide en milieu témoin qu'en milieu acide. Dès le 26 octobre 1982 (jour 35), les oeufs étaient embryonnés dans les deux milieux, mais plus développés en milieu témoin. La quantité de protéines totales solubles y était également plus grande (figure 3). En février, cette différence dans la vitesse de développement s'est maintenue. Le 3 février (jour 135), l'éclosion est toujours en cours au lac acide: oeufs au stade $E4_7$, $E4_8$, alevins juste éclos (longueur totale de 10 à 12 mm) à sac vitellin sphéroïde (Balon, 1980). Au lac témoin, les alevins sont plus développés (longueur totale de 13 mm) avec un sac

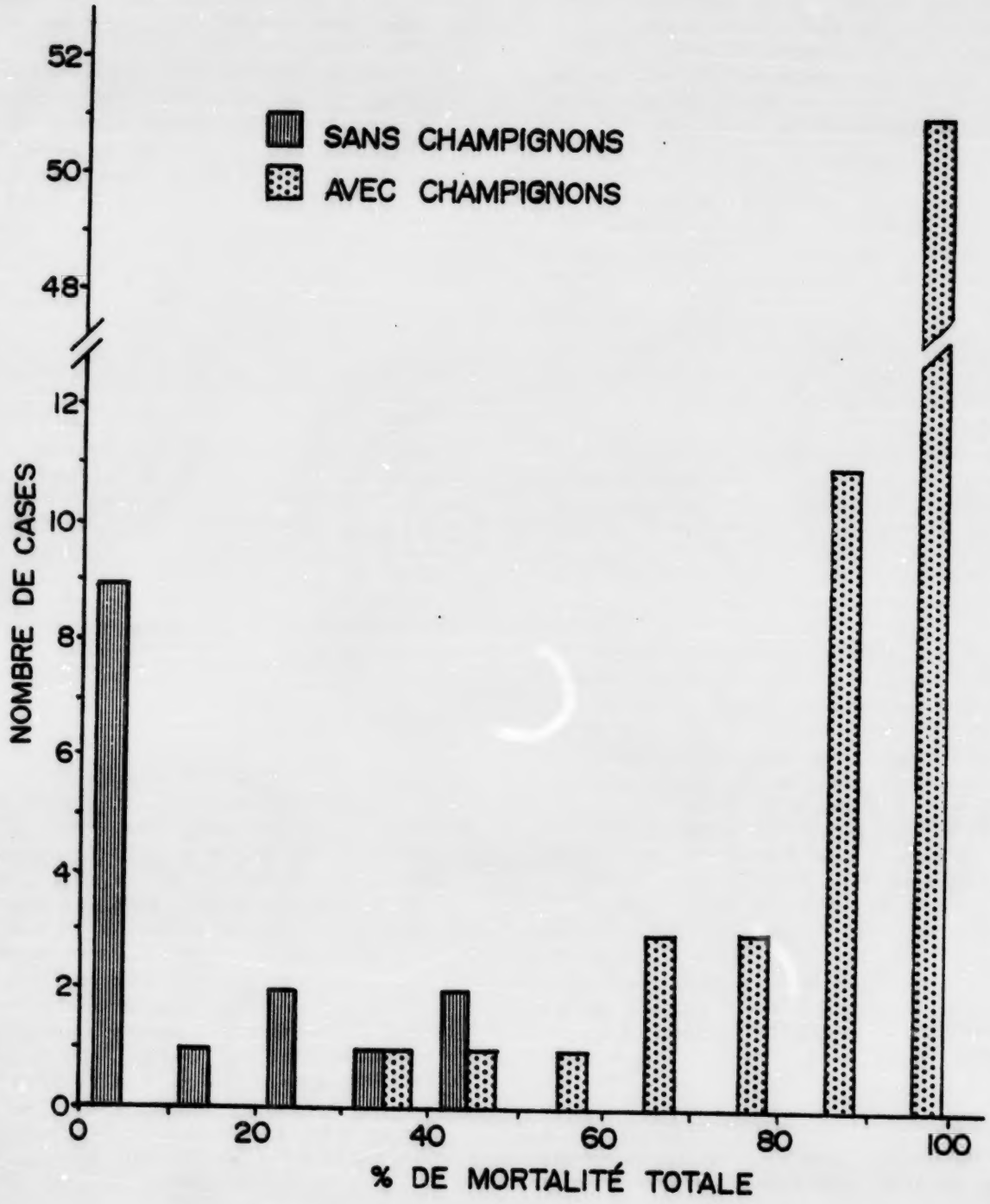


Figure 5: Histogramme de fréquence des cases en milieu témoin en fonction de la mortalité totale et de l'infestation de champignons aux jours 79 et 85.

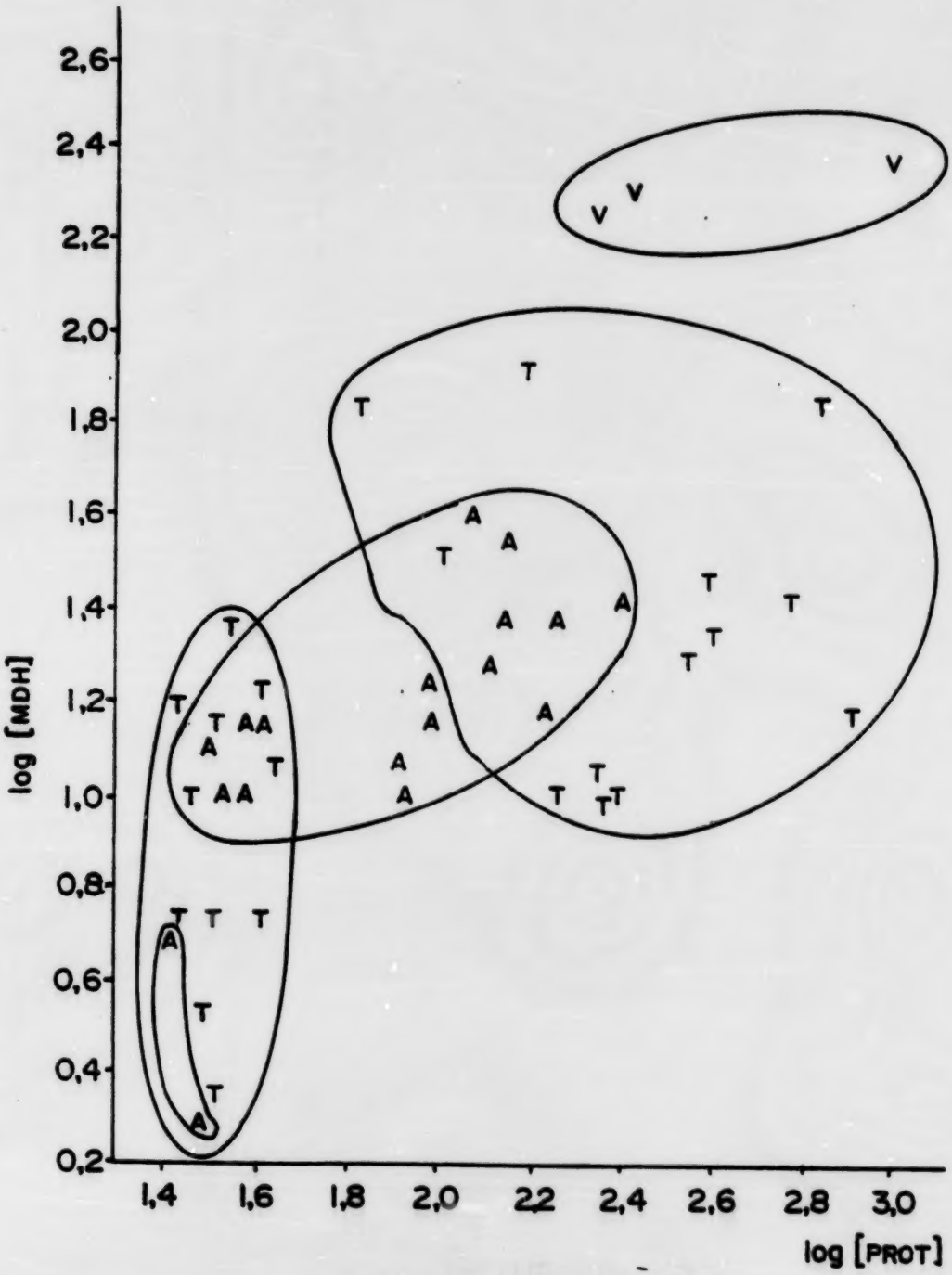


Figure 6: Activité enzymatique de la MDH en fonction de la concentration des protéines solubles au jour 79. (V: Vivant, T: Témoin; A: Acide).

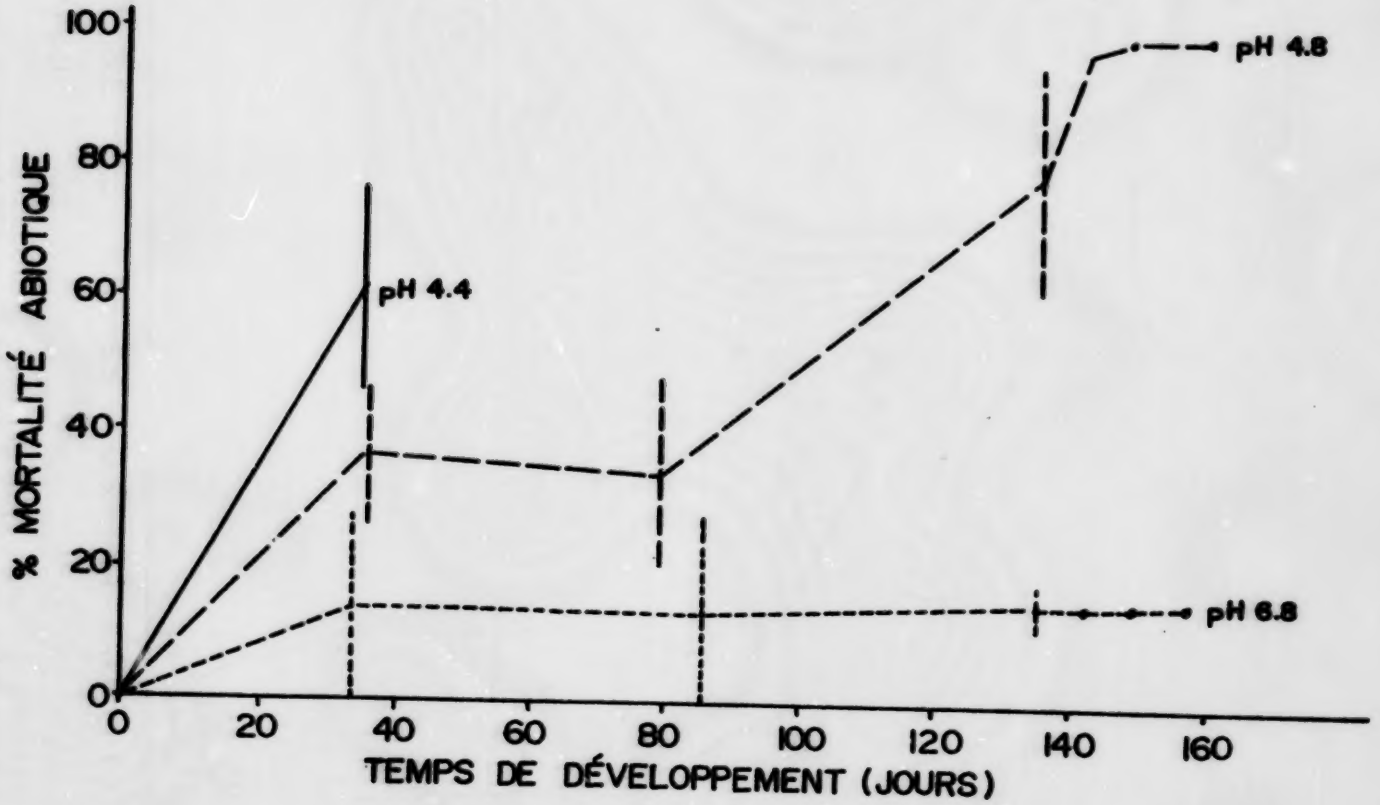


Figure 7: Pourcentage de mortalité abiotique en fonction du nombre de jours de développement dans le tributaire acide (pH 4,4), dans l'émissaire acide (pH 4,8), et dans le milieu témoin (pH 6,8; tributaire et émissaire groupés).

vitellin ovoïde déjà en partie résorbé. Le développement des alevins entre les jours 135 et 157 est présenté au tableau 4 et laisse croire que ces alevins sont en bonne santé.

FOCALISATION ISOÉLECTRIQUE

Nous avons comparé les patrons de focalisation isoélectrique des oeufs et alevins provenant des sites témoin et acide. Des oeufs récoltés au jour 35 (17 du tributaire acide; 6 du tributaire témoin) ont servi à comparer des jeunes stades embryonnés. Des oeufs à la veille d'éclore ou encore des alevins venant juste de se libérer du chorion (6 de l'émissaire acide), récoltés entre les jours 135 et 149, ont également été comparés à des larves vésiculées de l'émissaire témoin (6 individus). La figure 8 illustre les différences observées chez tous les individus. Au jour 35 (figure 8a) les individus incubés en milieu acide ont une quantité de protéines cytoplasmiques plus élevée que les individus incubés en milieu témoin. Les bandes cytoplasmiques sont peu ou pas visibles chez les individus du milieu témoin mais sont bien reconnaissables chez ceux du milieu acide; les bandes membranaires ne varient pas aussi significativement entre les deux groupes. Entre les jours 135 et 149 (figure 8b), par contre, le patron de bandes cytoplasmiques qui caractérise les individus du milieu témoin ne ressort pas chez les individus du milieu acide, laissant la place à une coloration floue où il n'est plus possible de distinguer aucune structure. La différence de répartition des protéines cytoplasmiques, entre les jours 35 et 135 à 149, est discutée plus loin. La plus faible concentration de protéines cytoplasmiques du jour 35 est confirmée par une mesure de densité optique pour quantifier la concentration. La proportion de la concentration totale que représente le pic comparé est de 0,007 ± 0,003 (n = 4) en milieu témoin mais s'élève à 0,013 ± 0,003 (n = 22) en milieu acide.

CONCENTRATIONS TISSULAIRES

Les concentrations tissulaires en Na^+, Cl^-, Al, Fe, Cd, Cu et Zn ont été mesurées sur deux échantillons de 20 oeufs embryonnés au jour 35 en milieu acide et témoin, et sur deux échantillons de 20 oeufs à l'éclosion ou au stade alevins vésiculés (entre les jours 135 à 142; également dans les deux milieux). Les limitations analytiques des analyses chimiques nous ont contraints à ne faire qu'une mesure par variable par groupe de 20 oeufs ou alevins. Cette mesure est une moyenne de concentrations, mais sans mesure de dispersion asscciée (tableau 5). Les métaux sélectionnés semblaient les plus susceptibles d'amener un effet (tableau 3 et seuils de toxicité de Spry et al., 1981).

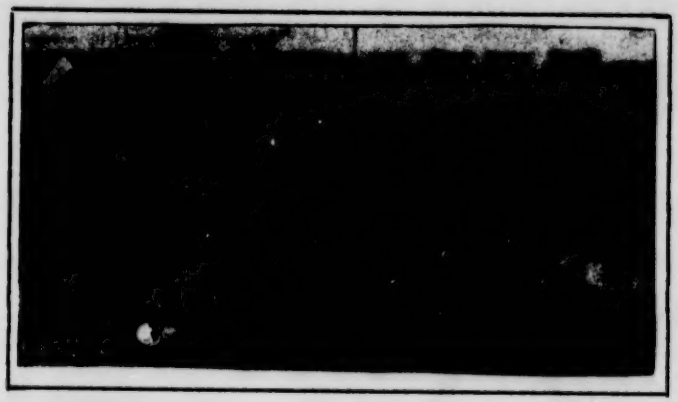
Le sodium dans les tissus est au moins deux fois plus abondant en milieu témoin qu'en milieu acide. La concentration de chlorure est semblable dans les deux milieux en octobre (jour 35) mais semble supérieure en milieu acide au moment de l'éclosion. Pour le cuivre, on note une concentration de plus de dix fois supérieure chez les individus du milieu acide en février (jour 135 à 149). Le fer est plus concentré en milieu acide aux deux dates, y étant deux fois plus abondant qu'en milieu témoin. Quant aux autres métaux, l'absence de mesure de dispersion empêche toute comparaison valable.

DISCUSSION

Les résultats obtenus indiquent que l'acidification du lac Robbé (milieu acide) empêche la survie des oeufs et alevins vésiculés d'omble de fontaine. En revanche, l'acidification du lac Barley (milieu témoin) ne semble pas affecter leur survie de façon directe et détectable. Pour arriver à cette conclusion, on s'est appuyé sur la théorie écologique (voir Ryder et al., 1981) qui divise la niche écologique d'une espèce en

Tableau 4: Développement des alevins du milieu témoin entre les jours 135 et 157 après fertilisation. (n: nombre d'individus observés; LT: longueur totale en mm).

Jour	n	LT	Remarques
135	1	13	sac vitellin ovoïde
142	3	14-15	début de résorption du sac vitellin
149	4	16-17	résorption à 50% du sac vitellin
157	3	17-19	pigmentation sur tout le corps



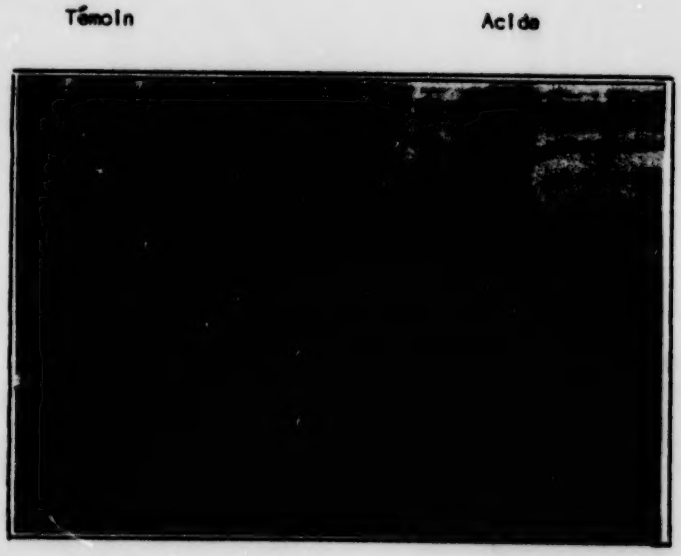


Figure 8: Patrons de focalisation isoélectrique des protéines au jour 35 et entre les jours 135 et 149 d'oeufs et d'alevins s'étant développés en milieu acide (pH < 5,0) et témoin (pH > 6,5). (Les flèches indiquent les bandes dont on a mesurées la densité optique).

Tableau 5: Concentrations tissulaires (µg/g poids humide) de certains éléments après 35 jours et 135 à 142 jours de développement en milieu acide et témoin.

	35 jours		135 à 142 jours	
	Témoin	Acide	Témoin	Acide
Na^+	240	110	310	140
Cl^-	25	23	26	44
Cd	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Cu	0,9	0,9	1,0	13,2
Zn	12	6	10	12
Al	4,8	1,1	5,4	5,6
Fe	7	20	10	18

facteurs biotiques et abiotiques: ces facteurs doivent varier à l'intérieur de certaines limites pour assurer la survie, la reproduction et le développement de l'organisme.

Dans l'expérience actuelle en boîtes WVB, la mortalité abiotique Z_a est reliée aux facteurs chimiques, constants pour l'ensemble de chaque site, et la mortalité biotique Z_b est principalement due aux saprolégniales qui agissent au niveau de chaque case. L'infestation de saprolégniales en boîtes WVB est fortement diminuée si on implante des oeufs embryonnés (Whitlock, 1978), mais cette façon de faire empêche de tester la sensibilité des stades de préorganogénèse de l'oeuf. Ainsi, Gunn et Keller (1981) ont implanté des oeufs embryonnés qui n'ont pas subi les conditions acides tout au cours de leur développement, ce qui a pu modifier les résultats obtenus ultérieurement. Johansson et al. (1977) basent leur taux de survie sur le nombre d'oeufs survivant jusqu'au stade où les yeux sont visibles, la mortalité antérieure étant laissée inexpliquée. La partition de Z en ses composantes biotique et abiotique permet de travailler en nature, de la fertilisation à l'éclosion en boîtes WVB. Les boîtes WVB ne sont cependant plus satisfaisantes pour les alevins vésiculées développés qui peuvent s'échapper du compartiment inférieur, ce qui empêche les calculs de mortalité.

Le taux de mortalité biotique Z_b, dû aux saprolegniales, est beaucoup plus important en milieu témoin qu'en milieu acide. L'expérience actuelle ne permet pas de reconnaître un ou deux facteurs expliquant cet état de chose parce qu'elle est construite pour isoler la mortalité abiotique en considérant explicitement la mortalité biotique comme une variable de correction au sens statistique du terme. On peut néanmoins considérer deux origines possibles aux différences de mortalité biotique observées, à savoir les manipulations et la dynamique des champignons saprolégniales en fonction de l'acidité du milieu. Pour ce qui est des manipulations, il n'est pas exclu que le délai d'enfouissement des boîtes d'incubation aux sites témoin ait causé une mortalité initiale plus importante qu'en milieu acide. Le processus épidémiologique aurait alors amplifié cette mortalité initiale dans les proportions que l'on a vues. Quelques observations contredisent au moins partiellement cette hypothèse: l'émissaire témoin, où le délai d'installation a été le plus long, a subi une épidémie nettement moins intense que le tributaire (annexe 3). Il existe également une variation importante de l'épidémie, (non quantifiée dans ce rapport) entre les nids artificiels d'un même site, qui s'explique mal par les manipulations.

La dynamique des populations de saprolégniales infestantes n'a pas été étudiée, en particulier l'abondance initiale et les taux de croissance dans chaque milieu. On peut penser à une inhibition de la croissance en milieu acide ou à une stimulation de la croissance en milieu témoin pour expliquer les résultats obtenus. Ces hypothèses ne sont ni vérifiables ni réfutables dans le cadre expérimental de ce travail. Elles devraient cependant faire l'objet de projets spécifiques à cause de leur intérêt certain au point de vue des modèles d'acidification et du point de vue de l'aménagement piscicole.

Le taux de mortalité abiotique semble directement dépendant de la concentration ambiante en ions hydrogène (figure 7). Le pH est d'ailleurs la variable chimique qui discrimine le mieux les milieux acide et témoin (tableau 3). Les autres différences chimiques (alcalinité, concentration en ions majeurs et en métaux) sont dépendantes du processus d'acidification (Langlois et al., 1983) et tendent à démontrer une augmentation de la mortalité abiotique en milieu acide. La faible concentration tissulaire en sodium chez les oeufs et alevins de milieu acide (tableau 5) vient confirmer le rôle prépondérant du pH parce que des expériences en laboratoire et sur le terrain ont montré une perte de sodium et de chlorures chez les poissons soumis à des conditions acides (Packer et Dunson, 1970;

McWilliams, 1980; Ultsch et al., 1981). Nos résultats ne montrent cependant pas de perte de chlorures en milieu acide.

Lors de l'étude préliminaire faite aux lacs Parke et Landry en 1981-82 (Leclerc, 1982), on a calculé la régression multiple du taux instantané moyen de mortalité totale Z, en fonction du pH moyen durant une période t et de la somme moyenne des métaux $[ML]$ durant la période précédente t-1. Les métaux considérés étaient Al, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn sous forme totale exprimée en µg/L. Cette sommation trouvait sa justification théorique dans le concept de toxicité jointe (Spry et al., 1981) en assumant que la toxicité propre à chaque élément dépend de sa concentration et qu'il n'y a pas d'interaction entre les éléments. Pour l'analyse, les concentrations des différents métaux étaient divisées par leurs seuils respectifs de toxicité tels que rapportés par Spry et al. (1981) et Baker et Schofield (1982). Le Fe n'a pas été retenu pour cette analyse car aucun seuil toxique n'est reconnu. Cette pondération à l'aide du seuil de toxicité s'avérait nécessaire pour donner une signification écologique à l'opération (Campbell, comm. pers.). Au cours de l'étude, des périodes où l'eau avait une haute teneur en métaux alternaient avec des périodes de faible teneur (tableau 6). La relation obtenue était la suivante:

$$Z_t = 0,73 - 0,11\ \overline{pH_t} - 0,004\ \ln [M]_{t-1}$$

Cette régression explique 80% de la variance de Z_t. Le coefficient de régression de pH_t est hautement significatif ($P < 0,01$) et, comme celui de $\ln [M]_{t-1}$ ne l'était pas, on constate que pH_t est le facteur explicatif majeur (77% de la variance). Le délai dans l'action toxique des métaux, tel qu'observé en laboratoire par Van Coillie et al. (1983), n'a cependant pas pu être mis en évidence.

Les concentrations de métaux aux lacs Robbé et Barley n'ont pas eu un comportement cyclique au cours de l'hiver 1982-1983 (Annexes 1 et 2). De plus, le pH des milieux acides était beaucoup plus bas que celui du petit tributaire du lac Parke qui constituait le milieu acide à l'hiver 1981-1982. En regard des résultats de ces deux expériences, on conclut que le pH est le facteur dominant qui explique la mortalité abiotique du lac Robbé. La toxicité jointe des métaux n'a pu être quantifiée à cet endroit. Les plus grandes concentrations tissulaires en cuivre et en fer chez les oeufs incubés au lac acide Robbé par rapport à ceux du lac témoin Barley (tableau 5), pourraient être le reflet d'environnements ayant des concentrations différentes en métaux (voir tableau 3 et Van Hoof et Van San, 1981). Par contre, un effet interactif du pH et des métaux ne peut pas être écarté. Une partie de l'augmentation de la concentration de protéines cytoplasmiques (métallothionéine, ferritine) au cours du développement (figure 8a) pourrait être associée à un mécanisme de réaction face à la teneur en métaux dans l'eau.

Le travail de Brown et Lynam (1981) illustre l'importance des ions Ca^{++} et Na^{+} sur la survie aux expositions acides. Ils ont obtenu une mortalité très faible chez les alevins vésiculés de truite brune soumis à pH 4,5 et 10 mg/L de calcium et sodium. Par contre, si ces ions sont maintenus à 1 mg/L, un pH de 4,5 induit une mortalité presque complète et c'est ce dernier test qui correspond le mieux aux conditions chimiques retrouvées au lac Robbé.

La figure 7 met en évidence la différence de sensibilité des différents stades de développement. La mortalité abiotique reliée au pH a lieu d'abord pendant les stades de clivage succédant à la fertilisation. Cela est confirmé par la dotation biochimique (figure 3). Les stades embryonnés sont peu sensibles au pH de l'eau jusqu'au moment de l'éclosion où la mortalité dans milieu acide est totale. Gunn et Keller (1981) concluent, pour leur part, que la mortalité chez l'omble de fontaine se situe au stade embryonné et non

Tableau 6: Relations entre le taux moyen de mortalité au temps t ($\overline{Z}_t$), le pH moyen pour la même période ($\overline{pH}_t$) et la somme des concentrations en métaux (µg/L) divisées par leurs seuils respectifs de toxicité pour la période précédente ($[\overline{M}]_{t-1}$) pour les lacs Parke et Landry durant l'année 1981-82.

Période	t	Principal tributaire du lac Parke			Petit tributaire du lac Parke			Tributaire du lac Landry		
		$\overline{Z}_t$	$\overline{pH}_t$	$[\overline{M}]_{t-1}$	$\overline{Z}_t$	$\overline{pH}_t$	$[\overline{M}]_t$	$\overline{Z}_t$	$\overline{pH}_t$	$[\overline{M}]_{t-1}$
81/12/10 - 82/01/13	1	0,019	6,03	7,96	0,040	6,01	7,99	0,114	5,57	8,06
82/01/14 - 82/02/17	2	0,005	6,24	6,58	0,008	6,03	6,90	0,045	6,19	6,17
82/02/18 - 82/03/24	3	0,040	6,24	2,75	0,059	6,08	2,32			
82/02/25 - 82/04/06	4	0,028	6,17	0,64	0,065	5,80	1,14			
82/04/07 - 82/04/20	5	0,022	6,09	0,74	0,071	5,77	1,19			
82/04/21 - 82/05/03	6	0,075	5,95	1,79	0,151	5,07	1,06			

Tiré de Leclerc (1982).

pas à l'éclosion. Notre analyse est toutefois plus détaillée car elle est basée sur deux paramètres indépendants. Parallèlement à ce patron temporel de mortalité, on observe un retard de croissance en milieu acide qui ne semble pas facilement explicable par des régimes thermiques différents (tableau 3). Un tel retard de développement a été noté chez l'omble de fontaine (Swarts et al., 1978). Une explication possible à ce retard est une réallocation de l'énergie et du mécanisme cellulaire en milieu acide. La figure 8a, qui montre la plus forte concentration des protéines cytoplasmiques en milieu acide, est interprétable en terme d'acclimatation au stress acide. Shaklee et al. (1977) ont observé des réorganisations métaboliques semblables pour des poissons soumis à des expériences d'acclimatation à la température. Il ne semble pas qu'on puisse invoquer des régimes thermiques différents dans le cas présent.

On observe également que les quantités d'enzymes augmentent de la fertilisation à l'éclosion chez l'omble de fontaine (Yamauchi et Goldberg, 1975; Wright et al., 1975), ce qui devrait favoriser une plus forte concentration chez les individus de milieu témoin. Mais les individus du milieu acide, moins développés, ont davantage de protéines cytoplasmiques; ils semblent donc en train de s'acclimater aux conditions environnementales. Une telle hausse des protéines a été notée chez la truite arc-en-ciel affectée par la pollution organique (Wieser et Hinterleitner, 1980). Cette acclimatation ne serait possible que jusque vers l'éclosion. A ce stade critique, la grande perméabilité du chorion aux ions hydrogène amènerait un dépassement du pouvoir tampon de l'organisme, une chute du pH intracellulaire, une diminution de l'activité enzymatique (Haya et Walwood, 1981) qui provoquerait une perte d'homéostasie et la mort.

CONCLUSION

La lignée d'omble de fontaine testée ne semble pas particulièrement résistante à l'acidification telle qu'elle se présente dans la région de l'aire d'étude. Ainsi, le seuil de survie souvent cité de pH 4,5 paraît trop bas et un seuil nettement au-dessus de pH 5,0 semble plus réaliste. L'expérience que nous avons réalisée montre que l'acidification est la cause la plus probable de la disparition de l'omble de fontaine du lac Robbé. Des disparitions semblables paraissent en ce moment peu fréquents dans la province de Québec où seuls les lacs très sensibles auraient été touchés aussi sévèrement. Les différents modèles d'évaluation de la sensibilité de lacs aux précipitations acides (Langlois et al., 1983) montrent qu'une acidification croissante pourrait affecter une grande proportion des lacs dans un futur assez proche. Parmi ceux-ci se trouve le lac Barley, lac en transition vers un état acide, dont les frayères de haute qualité se trouvent menacées à moyen terme. On doit donc envisager des mesures préventives et correctives si on veut maintenir la diversité et la densité des populations d'omble de fontaine de la province de Québec.

REMERCIEMENTS

Nous voulons remercier pour leur aide professionnelle et technique messieurs Richard Norton, Jacques Turgeon et Jean-Roch Fortin, de même que madame Danièle Pagé. Notre gratitude s'adresse également à messieurs Raymond van Coillie et Yvon Côté qui ont révisé le manuscrit. Nous remercions aussi tous ceux et celles qui ont participé aux nombreuses phases de la réalisation de cette étude, en particulier les employés du ministère des Pêches et des Océans, du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, et de Bio-Conseil inc. qui ont assuré les travaux d'échantillonnage. Enfin, les directeurs et les employés de la

zone d'exploitation contrôlée des Martres ont accordé un appui très apprécié et ils nous ont facilité la tâche sur le terrain.

BIBLIOGRAPHIE

Acton, G.J. et S. Gupta, 1979. A relationship between protein degradation rates in vivo, isoelectric points, and molecular weights obtained by using density labelling. Biochem. J., 184: 367-377.

A.P.H.A. 1980. American Public Health Association, et al. Standard methods for examination of water and wastewater, 15e edition. Washington D.C.

Bailey, G.S. et A.C. Wilson, 1968. Homologies between isoenzymes of fishes and those of higher vertebrates. J. Biol. Chem., 243(22): 5843-5853.

Baker, J.P. et C.L. Schofield, 1982. Aluminium toxicity to fish in acidic waters. Water, Air and Soil Pollution 18: 289-309.

Balon, E.K., 1980. Early ontogeny of the brook charr, Salvelinus (Balone) fontinalis, 631-666. In: Charrs, Salmonid Fisheries of the Genus Salvelinus. E.K. Balon (ed.), Dr. W. Junk bv. Publishers, The Hague, 928 p.

Brouard, D., M. Lachance, G. Shooner et R. Van Coillie, 1982. Sensibilité à l'acidification de quatre rivières de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec). Rap. techn. can., Sci. hal. et aquat., 1109F: 56 p.

Brown, D.J.A. et S. Lynam, 1981. The effect of sodium and calcium concentrations on the hatching and the survival of the yolk sac fry of brown trout, Salmo trutta L. at low pH. J. Fish. Biol., 19: 205-211.

Campbell, P.C.G. 1984. Communication personnelle. INRS-Eau, Québec

Dulude, P. et J. Turgeon, 1983. Enquête sur l'historique de l'exploitation de certains lacs de la Z.E.C. des Martres. Rapport en préparation. Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. Direction régionale de Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec.

Environnement Canada, 1979. Analytical methods. Inland Water Directorate water Quality Branch, Ottawa Can., August 1979.

Fromm, P.O., 1980. A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. Env. Biol. Fish., 5: 79-93.

Gjedrem, T., 1976. Genetic variation in tolerance of brown trout to acid water. SNSF - project, Research Report 5/76, Oslo: 11 pp.

Grande, M., I.P. Muniz et S. Andersen, 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid waters. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 2076-2084.

Gunn, J.M. et W. Keller, 1981. Emergence and survival of lake trout (Salvelinus namaycush) and brook trout (S. fontinalis) from artificial substrates in an acid lake. Ontario Fish. Tech. Rept. I. K.H. Loftus, ed., 9 p.

Hausle, D.A. et D.W. Coble, 1976. Influence of sand in redds on survival and emergence of brook trout (Salvelinus fontinalis). Trans. Amer. Fish. Soc. 105: 57-63.

Haya,, K. et B.A. Walwood, 1981. Acid pH and chorionase activity of Atlantic salmon (Salmo salar) eggs. Bull. Environm. Contam. Toxicol., 27: 7-12.

Johannessen, M. et A. Henriksen, 1978. Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during melting. Water Resources Research, 14: 615-619.

Johansson, N., P. Runn et G. Milbrink, 1977. Early development of three salmonid species in acidified waters. Zoon, 5: 127-132.

Johnson, D.W. et D.A. Webster, 1977. Avoidance of low pH in selection of spawning sites by brook trout (Salvelinus fontinalis). J. Fish. Res. Board Can., 34: 2215-2218.

Kramer, J.R., 1980. Precise determination of low alkalinities using the modified Gran analysis. Environmental Geochemistry, Report No. 1980/1, McMaster University, Hamilton, Ontario.

Langlois, C., Y. Vigneault, L. Désilets, A. Nadeau et M. Lachance, 1983. Evaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec). Rapp. techn. can. sci. halieut. et aquat. No 1233: xii + 129 p.

Leclerc, J., 1982. Etude de la mortalité des oeufs d'omble de fontaine au lac Parke, réserve de Portneuf. Rapport préparé par Bio-Conseil inc. pour le ministère des Pêches et des Océans à Québec. 43 p.

Menendez, R., 1976. Chronic effets of reduced pH on brook trout (Salvelinus fontinalis). J. Fish. Res. Board Can., 33: 118-123.

Nadeau, A., 1983. Inventaire biologique 1982 des lacs du Québec dans le cadre des études des effets des précipitations acides. Résultats ichtyologiques. Pêches et Océans Canada, Québec. Rapport préliminaire, 77 p.

McFadden, J.T., G.R. Alexander et D.S. Shetter, 1967. Numerical changes and population regulation in Brook Trout Salvelinus fontinalis. J. Fish Res. Board Can., 24: 1425-1459.

Packer, R.K. et W.A. Dunson, 1970. Effect of low environmental pH on blood pH and sodium balance of brook trout. J. Exp. Zool., 174: 65-72.

Power, G., 1980. The brook charr, Salvelinus fontinalis, 142-203. In: Charrs, Salmonid Fishes of the Genus Salvelinus. E.K. Balon, ed. Junk by Publishers, The Hague, 928 p.

McWilliams, P.G., 1980. Effects of pH on sodium uptake in norwegian brown trout (Salmo trutta) from an acid river. J. Exp. Biol., 88: 259-267.

Richard, Y., 1982. Relation entre le niveau d'acidité de 158 lacs du Parc des Laurentides et l'évolution de leurs statistiques aux cours des 9 dernières années. Service de la qualité des eaux, MEQ. Québec, Mai 1982, PA5. Envirodoc ND03921, 115 p.

Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish Populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 191, 382 p.

Righetti, P.G. et J.W. Drysdale, 1976. Isoelectric focusing. Laboratory techniques in biochemistry and molecular biology. T.S. Work and E. Work (ed.), Amsterdam: North-Holland Publishing Co., 337-590 pp.

Robinson, G.D., W.A. Danson, J.E. Wright et G.E. Mamolito, 1976. Differences in low pH tolerance among strains of brook trout (Salvelinus fontinalis). J. Fish. Biol., 8: 5-17.

Ryder, R.A., S.R. Kerr, W.W. Taylor and P.A. Larkin, 1981. Community consequences of fish stock diversity. Can. J. Aqua. Sci., 38: 1856-1866.

Shaklee, J.B., M.J. Champion et G.S. Whitt, 1974. Developmental genetics of teleosts: a biochemical analysis a lake chubsucker ontogeny. Devel. Biol., 38: 356-382.

Shaklee, J.B., J.A. Christiansen, B.D. Sidell, C.L. Ladd Prosser et G.S. Whitt, 1977. Molecular aspects of temperature acclimation in fish: contributions of changes in enzyme activities and isozyme patterns to metabolic reorganization in the green sunfish. J. Exp. Zool., 201: 1-20.

Schofield, C.L., D.A. Webster, C.A. Guthrie et W.A. Flick, 1981. Acclimatation of brook trout to acidified waters. Department of natural resources NYS College of agriculture and life sciences Cornell University, Special report, 10 p.

Spry, D.J., C.M. Wood et P.V. Hodson, 1981. The effects of environmental acid in freshwater fish with particular reference to the softwater lakes in Ontario and the modifying effects of heavy metals. A literature review. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 999, 144 p.

Swarts, F.A., W.A. Dunson and J.E. Wright, 1978. Genetic and environmental factors involved in increased resistance of brook trout to sulfuric acide solutions and mine acid polluted waters. Trans. Am. Fish. Soc., 107: 651-677.

Trojnar, J.R., 1977. Egg hatchability and tolerance of brook trout (Salvelinus fontinalis) fry at low pH. J. Fish. Res. Board Can., 34: 574-579.

Turgeon, J., 1981. Introduction d'omble de fontaine dans certains lacs vierges de la Z.E.C. des Martres. Août-septembre. Rapport interne. Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. Direction régionale de Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 16 p.

Ultsch, G.R., M.E. Ott et N. Heisler, 1981. Acid-base and electrolyte status in carp (Cyprinus carpio) exposed to low environmental pH. J. Exp. Biol. 93: 65-80.

Van Coillie, R., C. Thellen, P.G.C. Campbell et Y. Vigneault, 1983. Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides. Rapp. techn. can. sci. halieut. et aquat. No 1237: ix + 88 p.

Van Hoof, F. et M. Van San, 1981. Analysis of cooper, zinc, cadmium and chromium in fish tissues. A tool for detecting metal caused for fish kills. Chemosphere, 10: 1127-1136.

Whitlock, D., 1978. The Whitlock Vibert box handbook. Ed.: Federation of fly fisherman. El Secundo, C.A. USA, 47 p.

Wieser, W. et S. Hinterleitner, 1980. Serum enzymes in rainbow trout as tools in the diagnosis of water quality. Bull. Environmen. Contam. Toxicol., 25: 188-193.

Wright, J.E., J.R. Heckman and L.M. Atherton, 1975. Genetic and development analyses of LDH isozymes in trout. 375-401. In: Isozymes III Developmental biology. C.L. Markert (ed.), Academic Press, New-York, 1034 p.

Yamauchi, T. et E. Goldberg, 1975. Glucose-b-phosphate dehydrogenase in brook, lake and splake trout: an isozymic and developmental study, 403-415. In: Isozymes III Developmental biology. C.L. Markert (ed.), Academic Press, New-York, 1034 p.

ANNEXE 1: DONNÉES BRUTES PHYSICO-CHIMIQUES DES MILIEUX ACIDE (LAC ROBBÉ) ET TÉMOIN (LAC BARLEY) ÉTUDIÉS EN 1982/83.

ANNEXE 1

PARAMÈTRE	DATE	MILIEU ACIDE (lac Robbé)		MILIEU TÉMOIN (lac Barley)	
		Tributaire	Émissaire	Tributaire	Émissaire
T° (°C)	82-09-22	4,8	9,1	10,6	10,9
	82-10-26	1,5	3,6	4,1	4,7
	82-12-09	0,2	0,2	1,2	1,1
	83-01-03	0,5	0,8	-	0,5
pH	82-09-12	4,54	4,91	6,80	6,80
	82-09-22	4,44	4,73	6,86	6,91
	82-10-26	4,65	4,89	6,89	7,76
	82-12-09	4,53	4,87	6,75	6,81
	83-01-03	4,56	4,79	-	6,60
	83-02-03	-	4,84	-	6,73
	83-02-10	-	5,01	-	6,56
	83-02-17	4,51	4,85	-	6,68
	83-02-25	-	4,87	-	6,35
Alcalinité totale (μéq L^{-1} $CaCO_3$)	82-09-15	< 10	< 10	95	95
	82-09-23	< 10	< 10	94	81
	82-10-26	< 10	< 10	91	70
	82-12-10	< 10	< 10	91	70
	83-02-03	-	< 10	-	127
	83-02-10	-	10	-	109
	83-02-17	10	10	-	101
	83-02-25	-	< 10	-	117
Sulfates (SO_4^{-2}, mg L^{-1})	82-09-15	8,4	6,4	5,2	9,3
	82-09-23	13,0	8,9	16,2	11,5
	82-10-26	12,1	7,6	6,4	6,4
	82-12-10	5,6	10,5	8,4	5,2
	83-02-03	-	17,5	-	7,2
	83-02-10	-	10,1	-	13,0
	83-02-17	11,7	9,7	-	12,5
	83-02-25	-	9,0	-	9,0

ANNEXE 1: Suite

PARAMÈTRE	DATE	MILIEU ACIDE (lac Robbé)		MILIEU TÉMOIN (lac Barley)	
		Tributaire	Émissaire	Tributaire	Émissaire
Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$, mg L^{-1})	82-09-15	0,16	0,18	0,13	0,20
	82-09-23	0,19	0,12	0,12	0,08
	82-10-26	0,21	0,14	0,09	0,08
	82-12-10	0,09	0,07	0,03	0,03
	83-02-03	-	0,08	-	0,10
	83-02-10	-	0,14	-	0,10
	83-02-17	0,31	0,19	-	0,24
	83-02-25	-	0,21	-	0,15
Chlorures (Cl^-, mg L^{-1})	82-09-15	1,9	2,9	2,9	2,9
	82-09-23	2,9	1,9	2,9	1,9
	82-10-26	1,9	1,9	3,8	2,9
	82-12-10	1,9	2,9	1,9	2,9
	83-02-03	-	1,9	-	2,9
	83-02-10	-	2,9	-	2,9
	83-02-17	3,8	3,8	-	3,8
	83-02-25	-	3,8	-	1,0
Sodium (Na^+, mg L^{-1})	82-09-15	2,0	1,7	2,3	2,3
	82-09-23	2,5	1,9	2,4	2,3
	82-10-26	2,4	1,9	2,6	2,4
	82-12-10	1,8	2,6	2,5	1,4
	83-02-03	-	2,4	-	2,8
	83-02-10	-	2,5	-	2,9
	83-02-17	2,4	1,6	-	3,0
	83-02-25	-	1,3	-	1,6
Potassium (K^+, mg L^{-1})	82-09-15	0,1	0,1	0,3	0,3
	82-09-23	0,2	0,1	0,3	0,3
	82-10-26	0,1	0,1	0,3	0,3
	82-12-10	0,7	0,1	0,3	0,3
	83-02-03	-	0,1	-	0,3
	83-02-10	-	0,2	-	0,3
	83-02-17	0,6	0,3	-	0,6
	83-02-25	-	< 0,1	-	0,2

ANNEXE 1: Suite

PARAMÈTRE	DATE	MILIEU ACIDE (lac Robbé)		MILIEU TÉMOIN (lac Barley)	
		Tributaire	Émissaire	Tributaire	Émissaire
Calcium (Ca^{+2}, mg L^{-1})	82-09-15	1,5	1,1	2,5	4,0
	82-09-23	2,0	1,3	2,8	2,3
	82-10-26	1,9	1,3	2,9	2,4
	82-12-10	4,2	1,7	2,8	2,4
	83-02-03	-	1,8	-	3,0
	83-02-10	-	1,5	-	3,3
	83-02-17	3,7	2,9	-	4,6
	83-02-25	-	1,2	-	2,8
Cadmium (Cd, µg L^{-1})	82-09-15	2	1	1	2
	82-09-23	7	2	1	1
	82-10-26	5	7	2	3
	82-12-10	6	2	2	1
	83-02-03	-	4	-	2
	83-02-10	-	2	-	1
	83-02-17	4	1	-	2
	83-02-25	-	< 1	-	< 1
Cuivre (Cu, µg L^{-1})	82-09-15	7	5	5	13
	82-09-23	10	8	8	10
	82-10-26	7	8	6	6
	82-12-10	10	5	8	6
	83-02-03	-	11	-	17
	83-02-10	-	5	-	7
	83-02-17	30	4	-	5
	83-02-25	-	9	-	6
Zinc (Zn, µg L^{-1})	82-09-15	6	10	5	6
	82-09-23	7	10	8	4
	82-10-26	6	12	3	4
	82-12-10	7	11	7	6
	83-02-03	-	10	-	6
	83-02-10	-	8	-	9
	83-02-17	34	18	-	9

ANNEXE 1: Suite

PARAMÈTRE	DATE	MILIEU ACIDE (lac Robbé)		MILIEU TÉMOIN (lac Barley)	
		Tributaire	Émissaire	Tributaire	Émissaire
Plomb (Pb, $\mu g\ L^{-1}$)	82-09-15	7	8	4	10
	82-09-23	22	17	4	4
	82-10-26	6	26	43	23
	82-12-10	16	8	12	31
	83-02-03	-	18	-	10
	83-02-10	-	16	-	16
	83-02-17	11	18	-	12
	83-02-25	-	20	-	12
Magnésium (Mg^{+2}, $mg\ L^{-1}$)	82-09-15	0,37	0,29	0,54	0,68
	82-09-23	0,61	0,31	0,62	0,52
	82-10-26	0,41	0,30	0,64	0,50
	82-12-10	3,18	0,41	0,56	2,03
	83-02-03	-	0,38	-	0,62
	83-02-10	-	0,36	-	0,62
	83-02-17	2,67	3,47	-	3,12
	83-02-25	-	0,36	-	0,61
Fer (Fe, $\mu g\ L^{-1}$)	82-09-15	520	190	520	52
	82-09-23	2700	270	66	180
	82-10-26	360	280	126	190
	82-12-10	320	187	83	104
	83-02-03	-	510	-	96
	83-02-10	-	203	-	62
	83-02-17	323	189	-	80
	83-02-25	-	410	-	84
Manganèse (Mn, $\mu g\ L^{-1}$)	82-09-15	25	18	36	23
	82-09-23	25	18	14	11
	82-10-26	19	21	8	11
	82-12-10	23	6	6	8
	83-02-03	-	46	-	8
	83-02-10	-	19	-	7
	83-02-17	13	13	-	4
	83-02-25	-	28	-	8

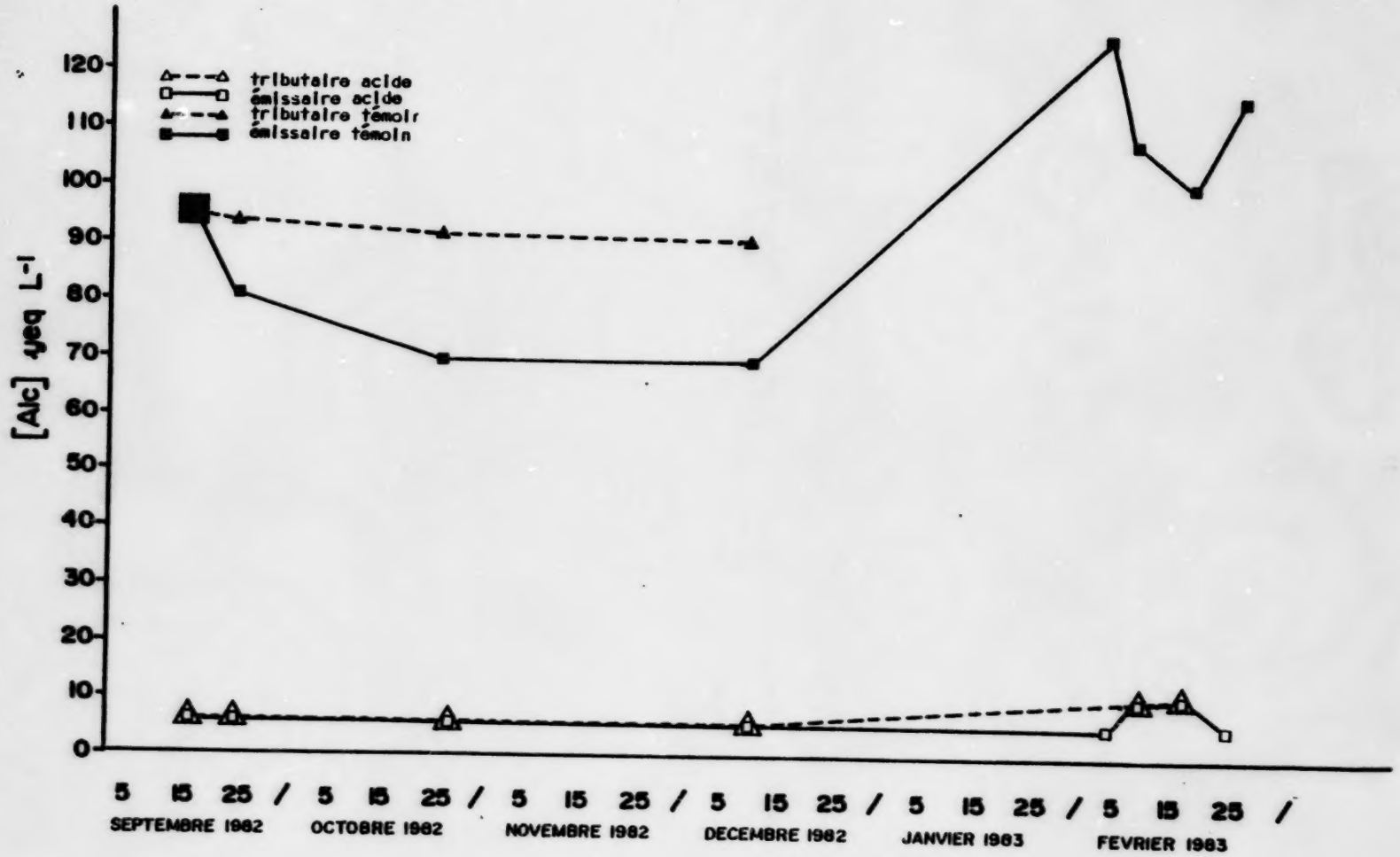
ANNEXE 1: Suite

PARAMÈTRE	DATE	MILIEU ACIDE (lac Robbé)		MILIEU TÉMOIN (lac Barley)	
		Tributaire	Émissaire	Tributaire	Émissaire
Aluminium (Al, $\mu g\ L^{-1}$)	82-09-15	101	83	110	115
	82-09-23	213	146	177	155
	82-10-26	204	235	168	164
	82-12-10	244	90	119	217
	83-02-03	-	132	-	110
	83-02-10	-	137	-	70
	83-02-17	138	119	-	124
	83-02-25	-	425	-	165

ANNEXE 2: REPRÉSENTATION GRAPHIQUE DE LA VARIATION TEMPORELLE DES DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES DES LACS ROBBÉ ET BARLEY DANS LA RÉGION DE CHARLEVOIX, EN 1982/83

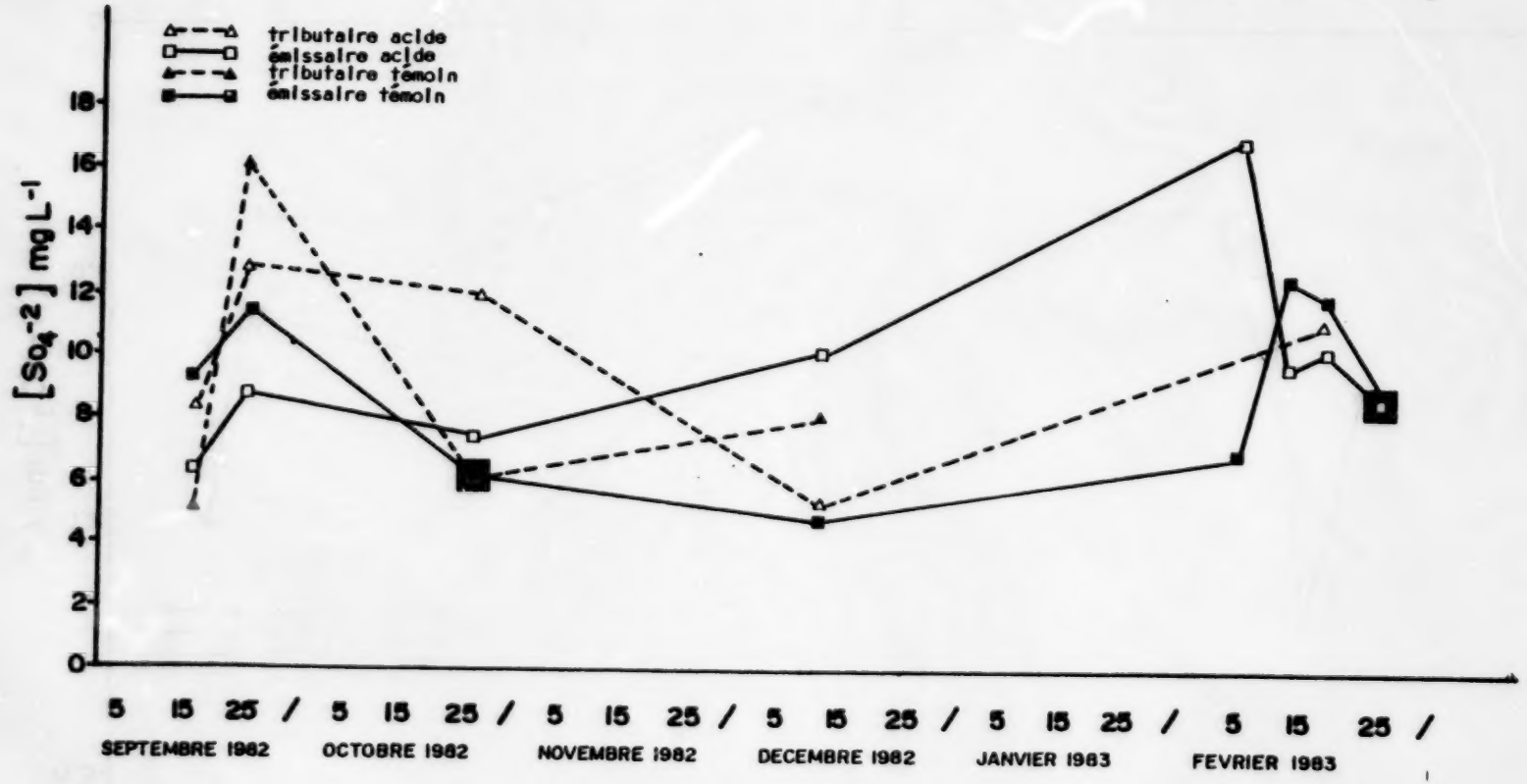
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de l'alcalinité



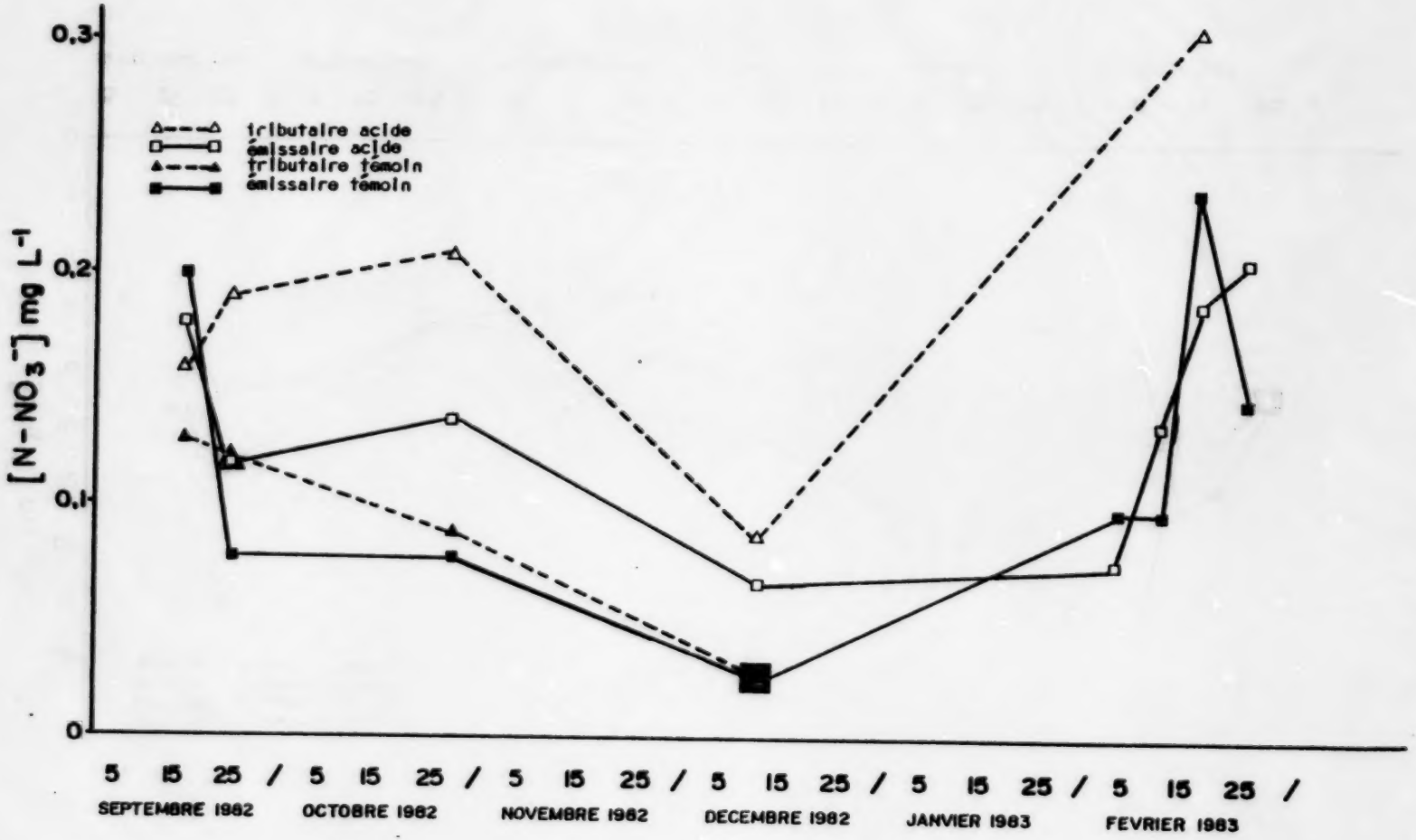
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en sulfates



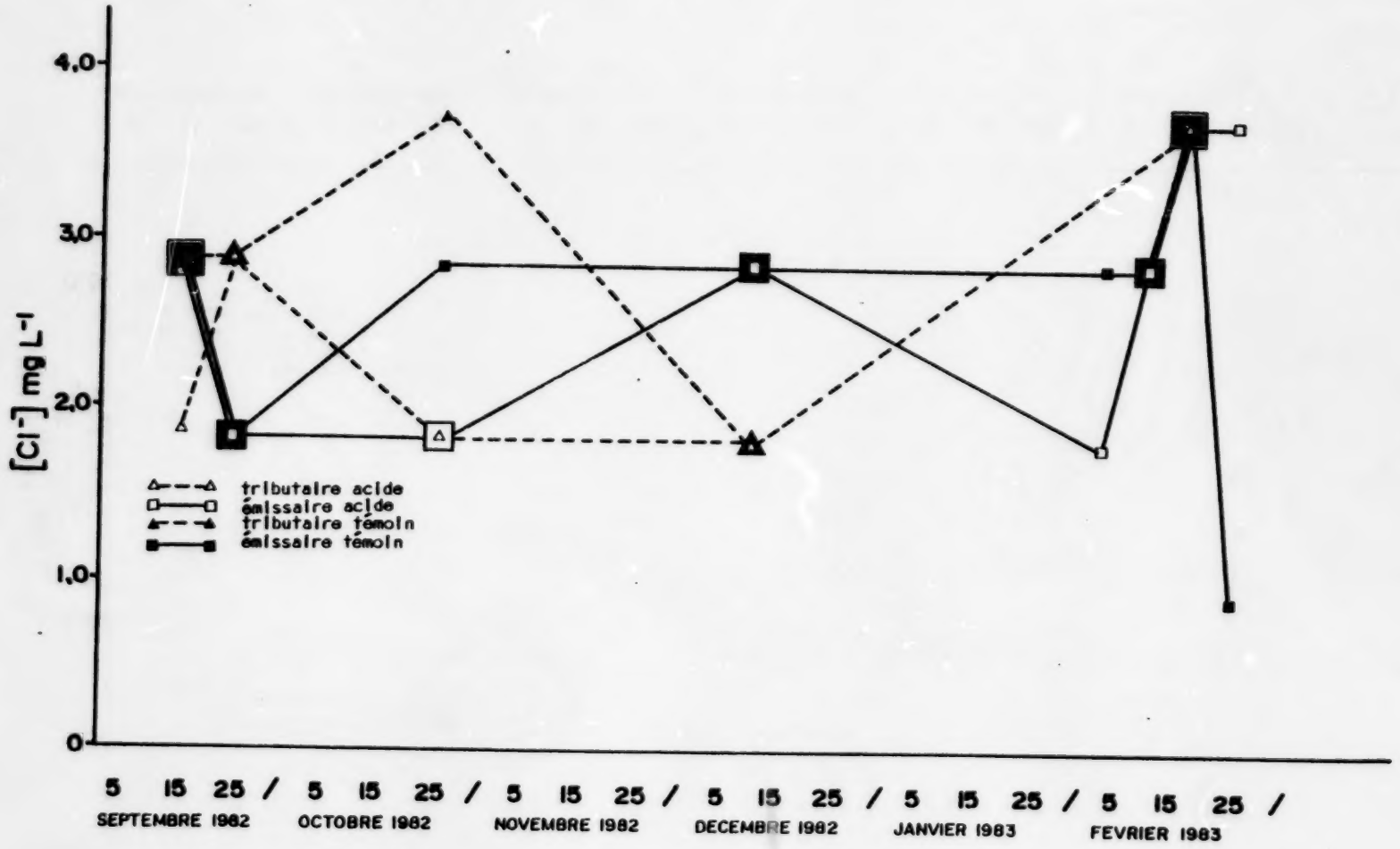
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en nitrates



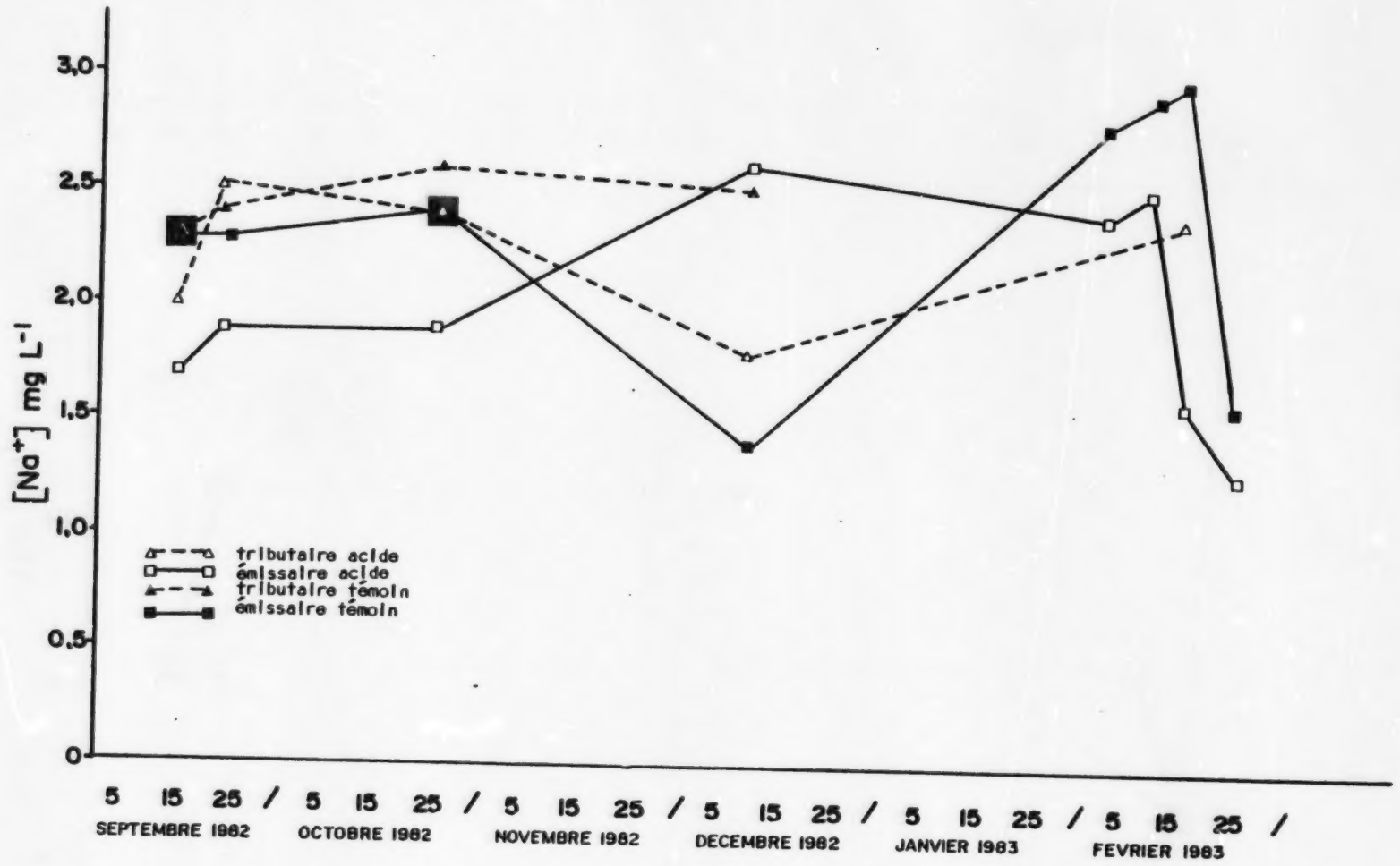
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en chlorures



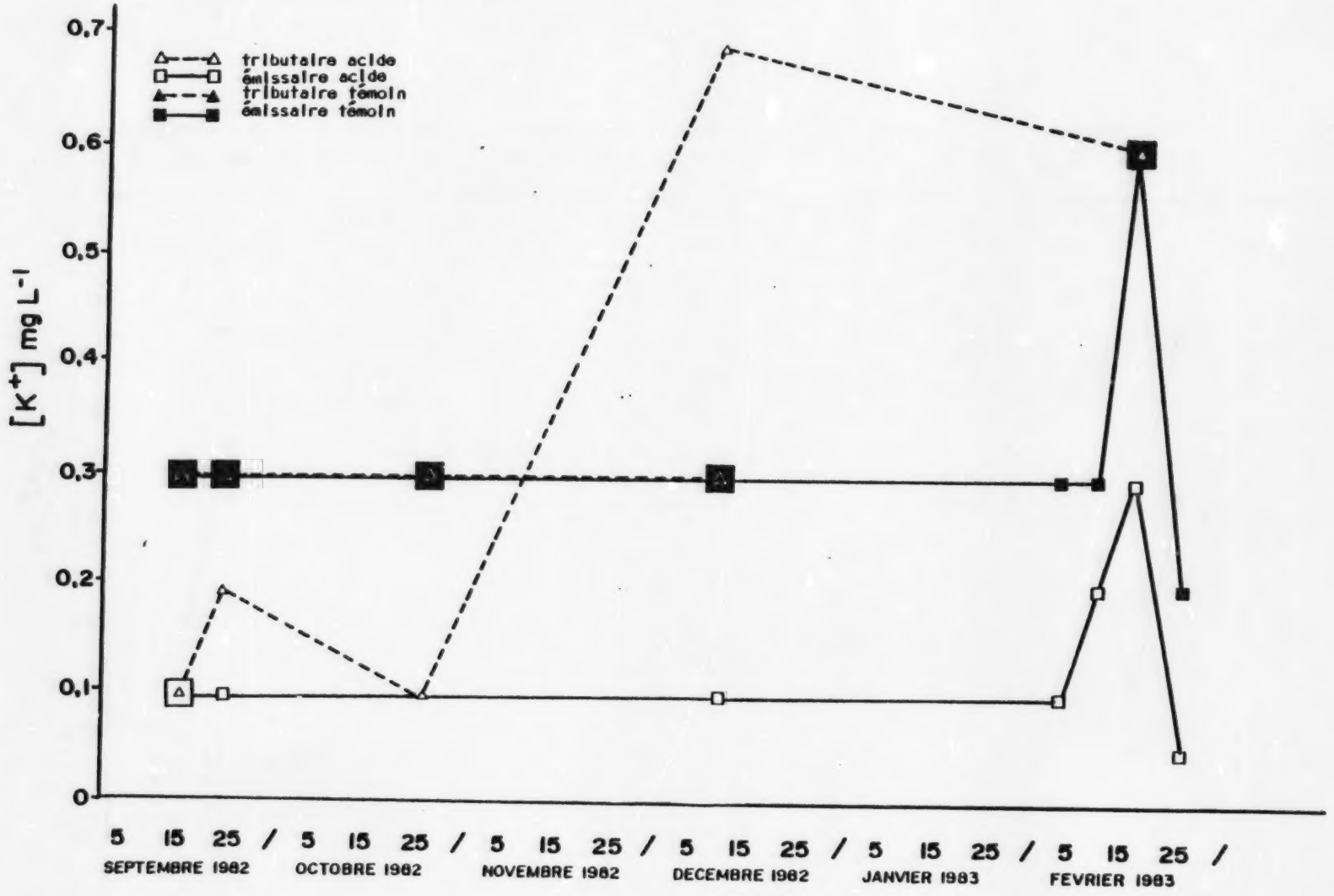
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en sodium



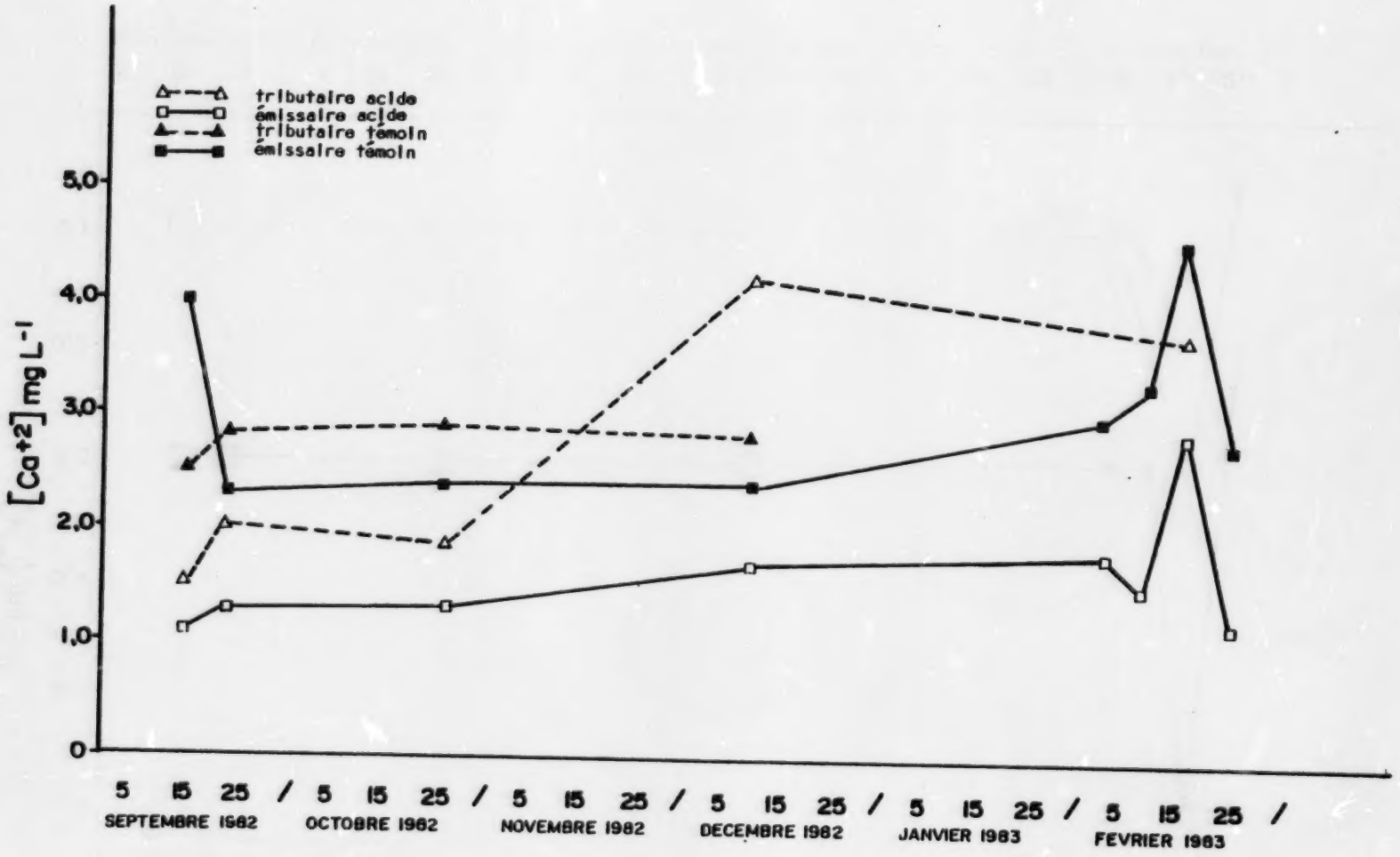
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en potassium



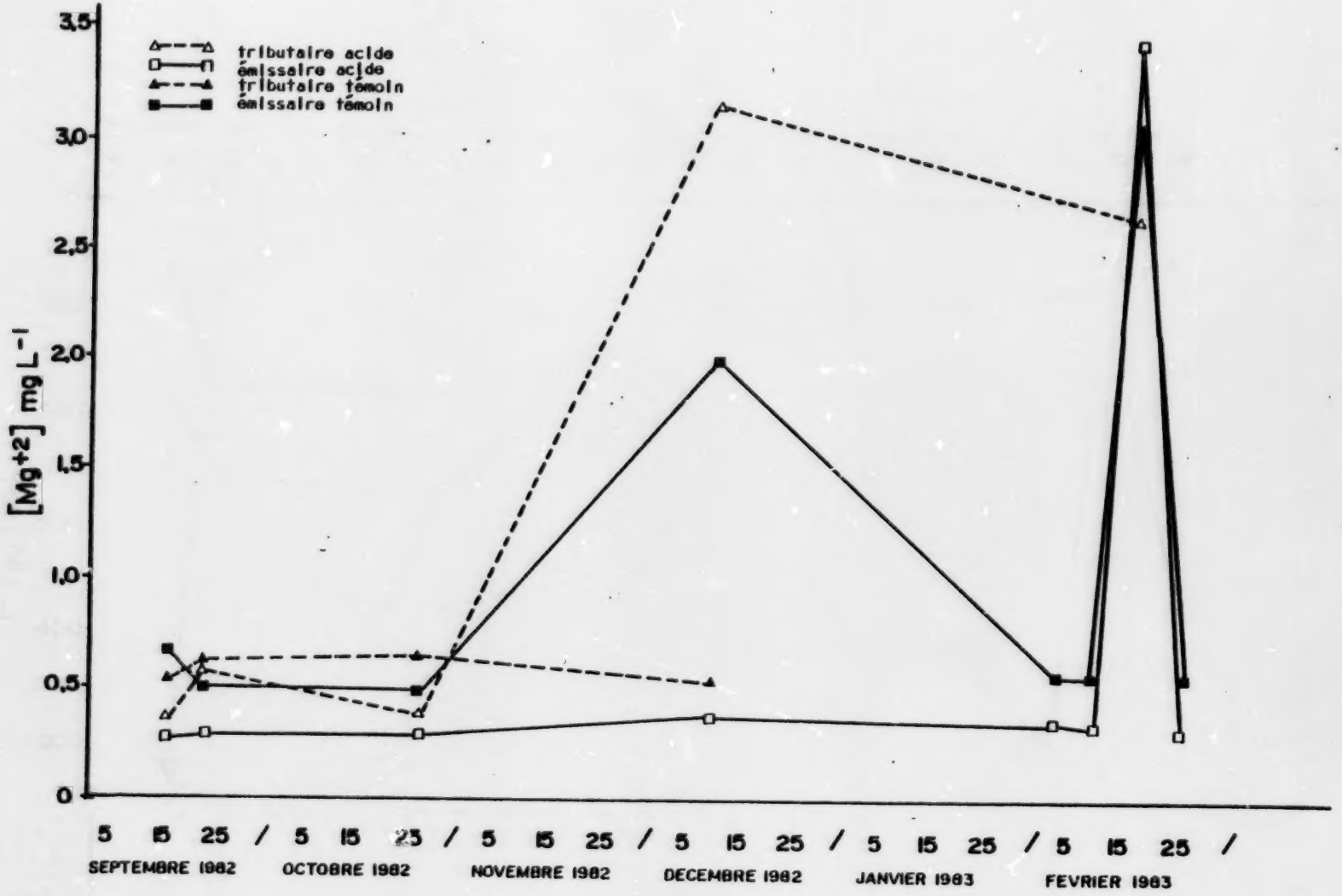
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en calcium

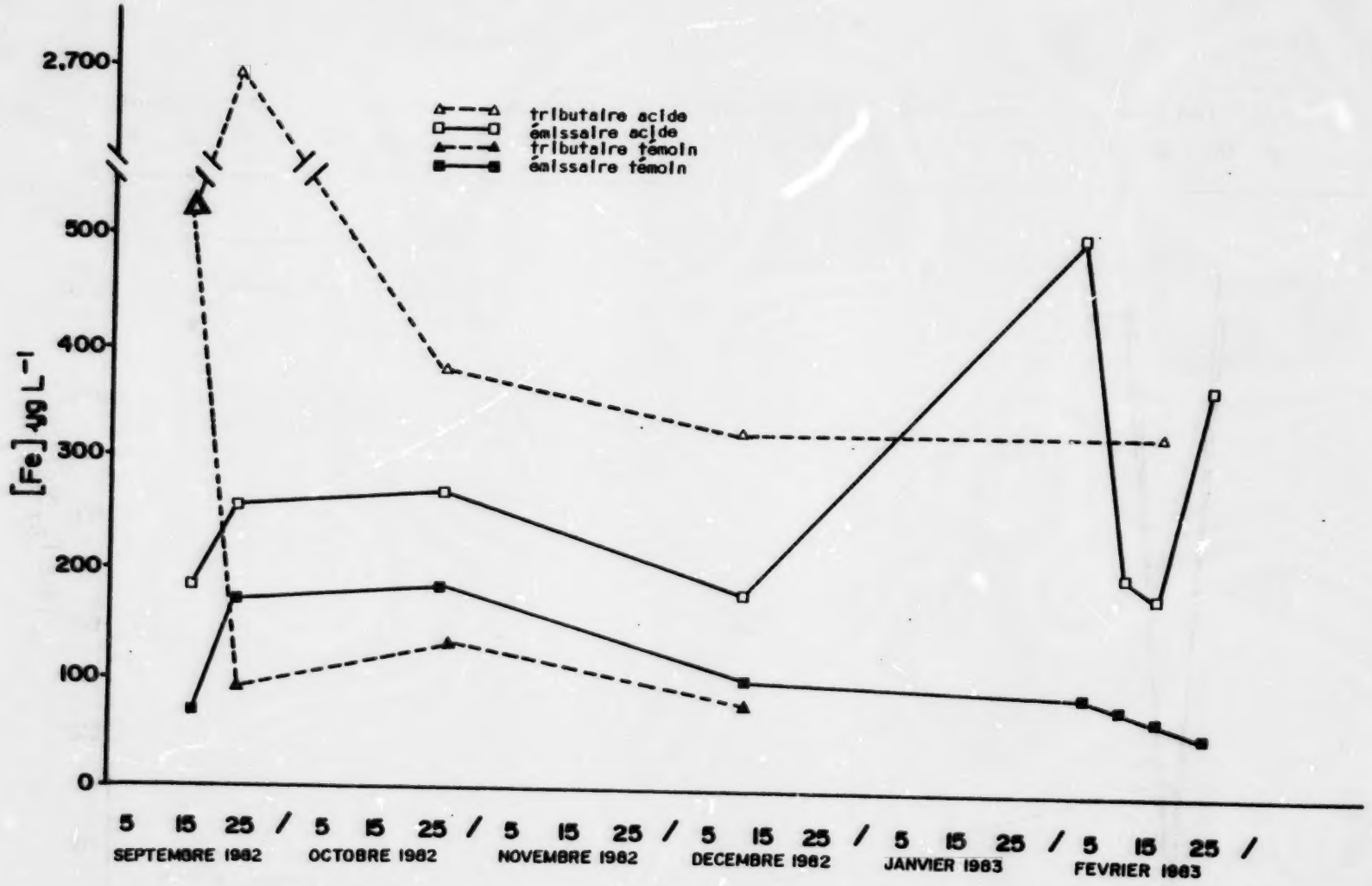


Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en magnésium

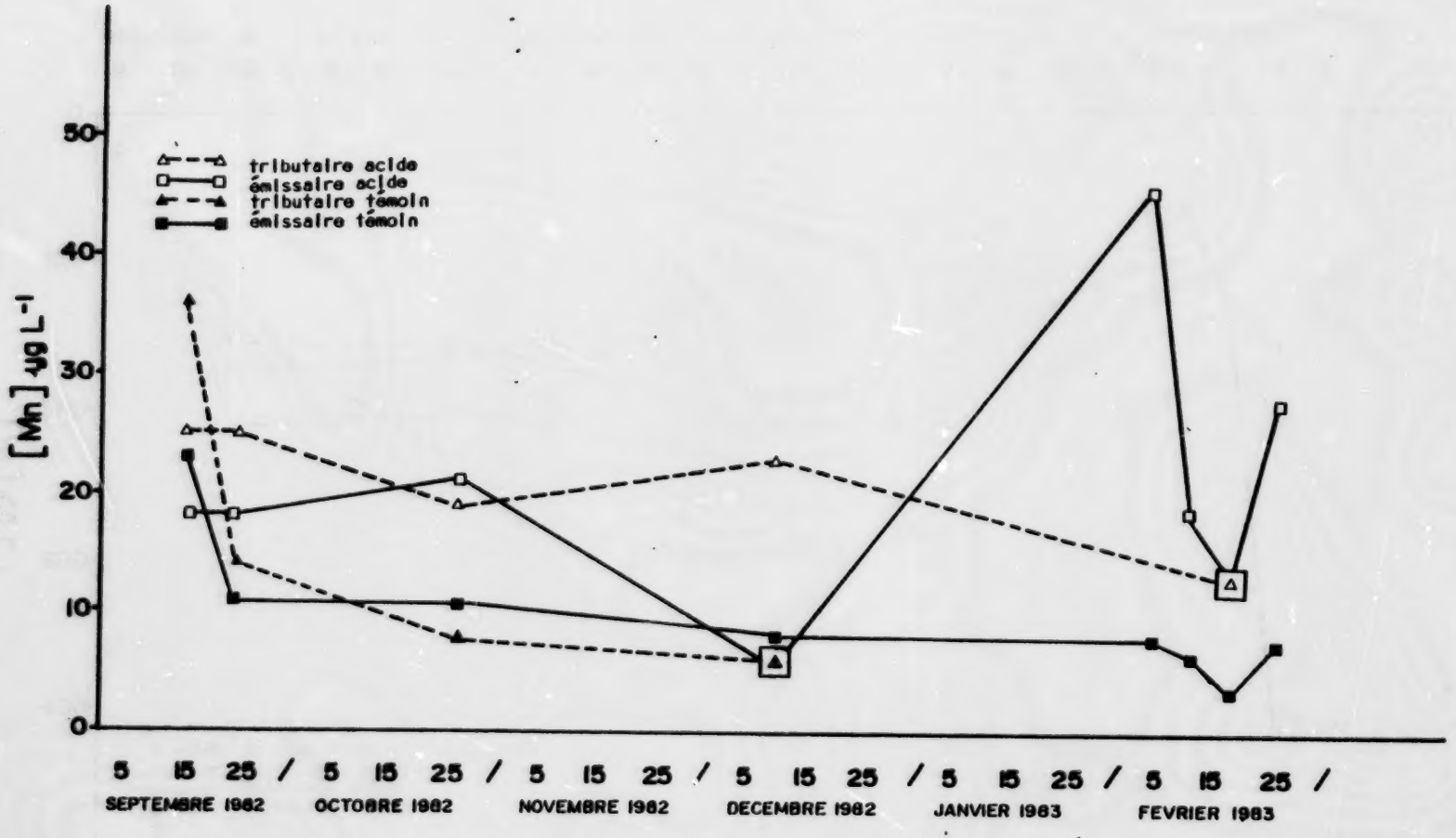


Variation temporelle de la concentration en fer



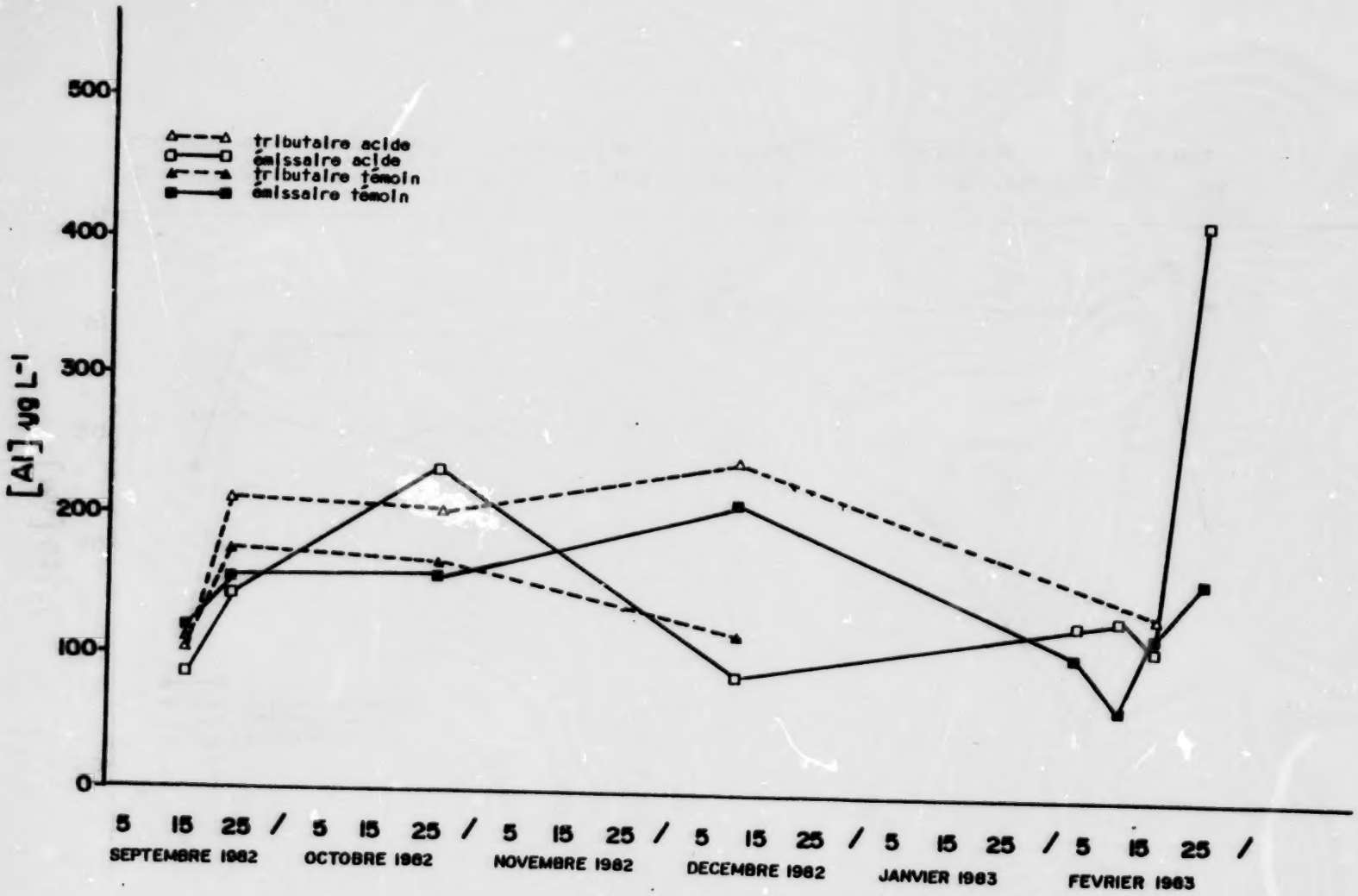
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en manganèse



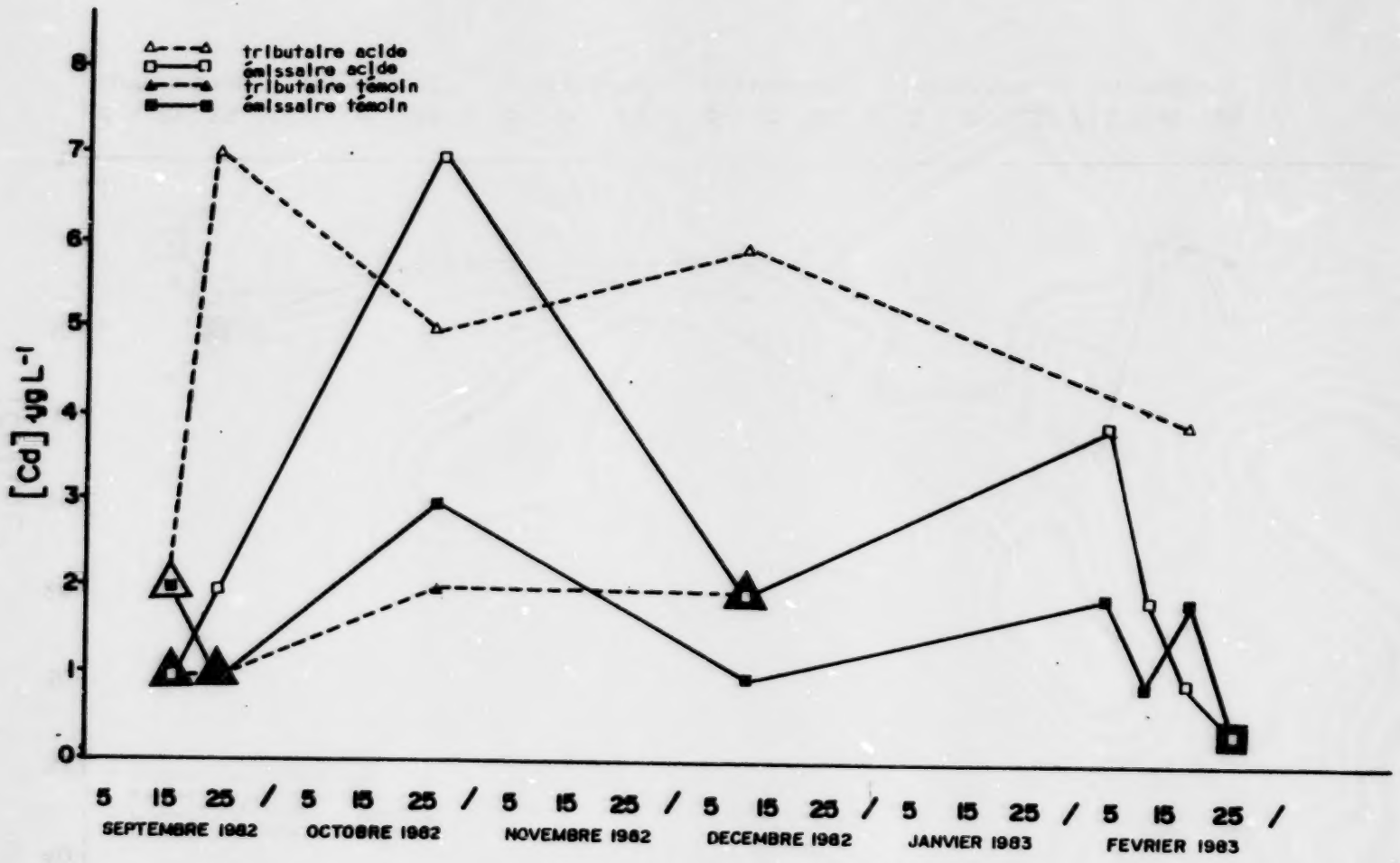
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en aluminium



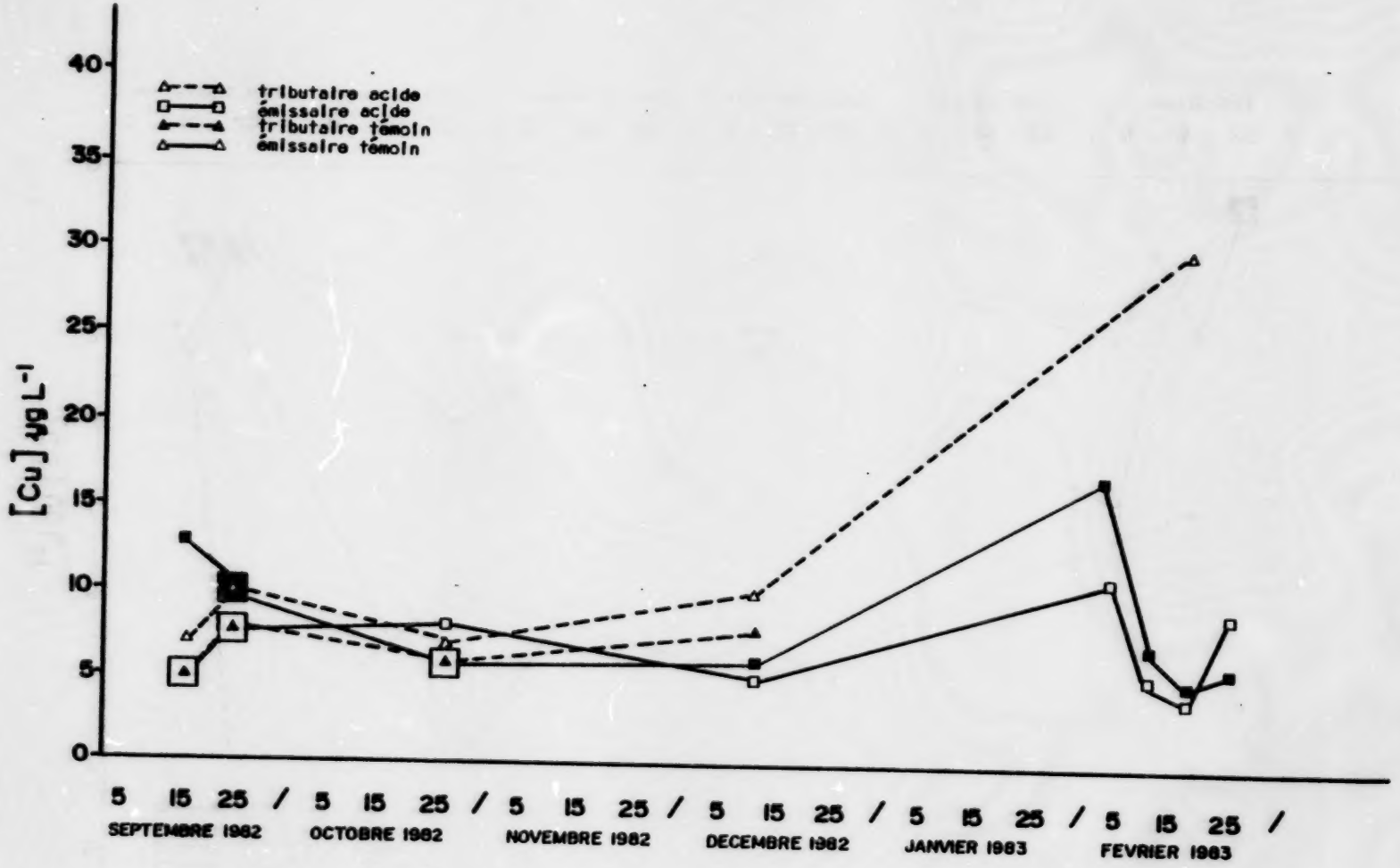
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en cadmium



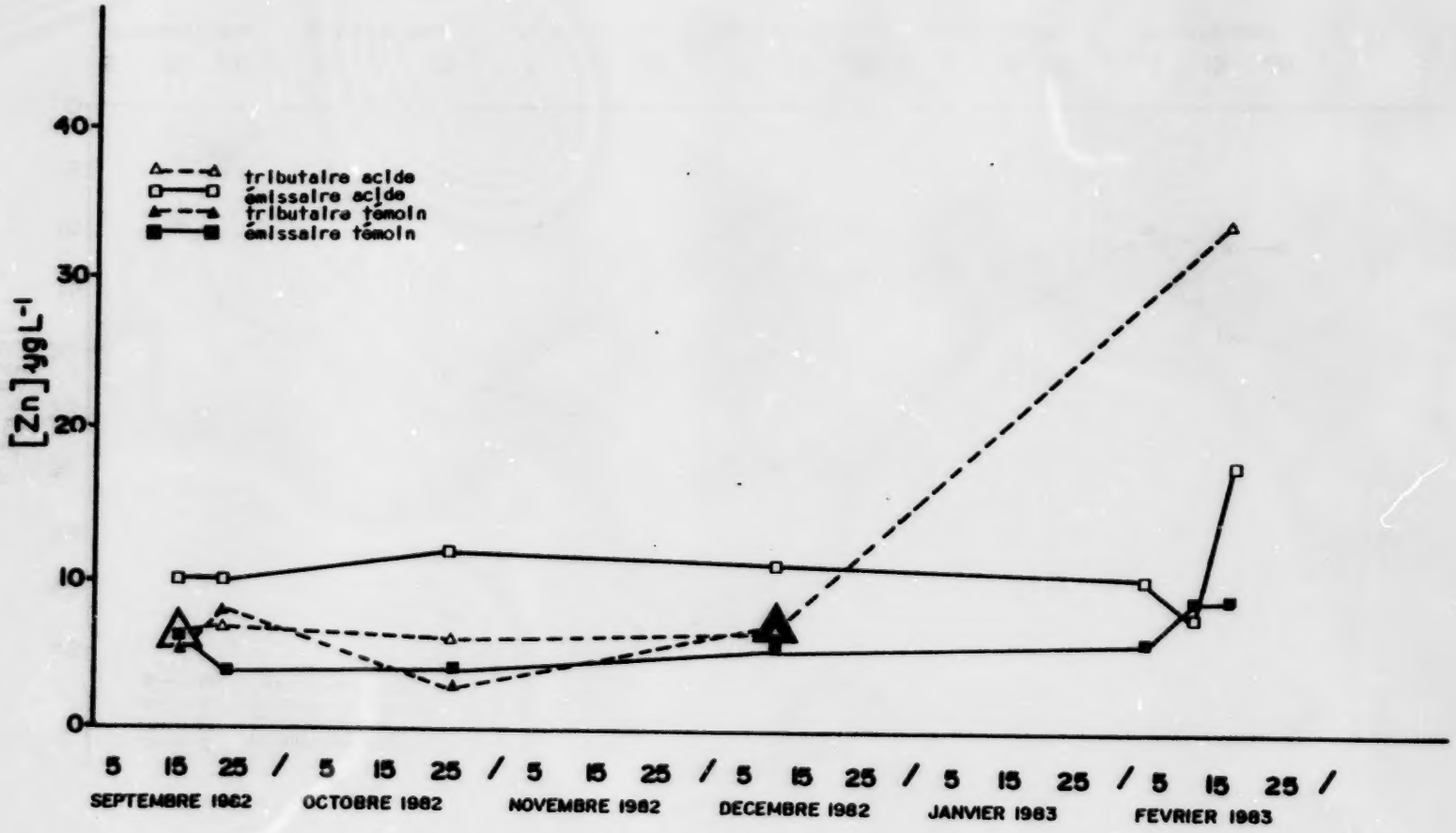
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en cuivre



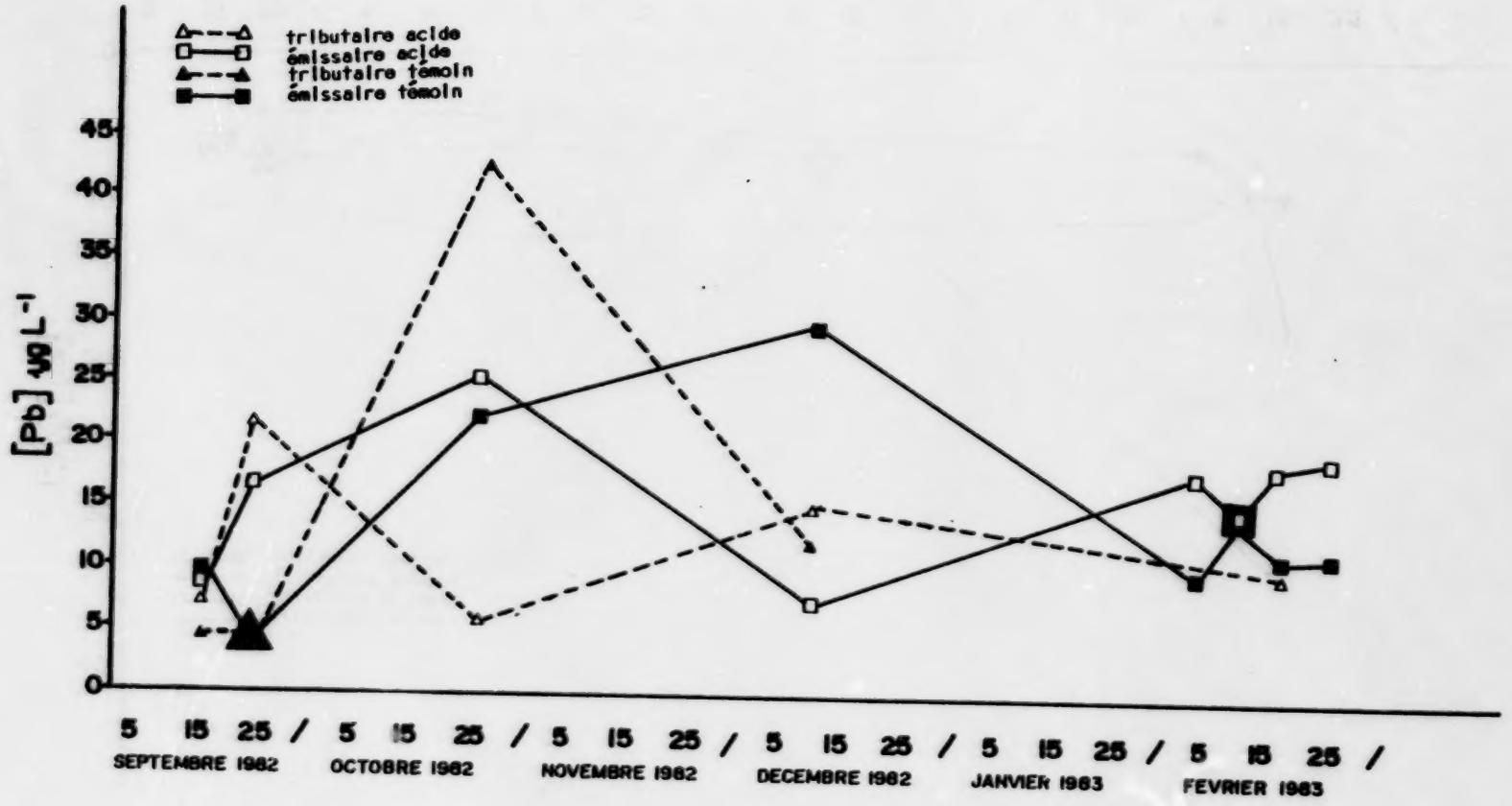
Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en zinc



Annexe 2 (suite)

Variation temporelle de la concentration en plomb



ANNEXE 3: DONNÉES BRUTES DE COMPTAGE DES OEUFS ET/OU ALEVINS VÉSICULÉS MORTS ET VIVANTS, ET PRESENCE OU ABSENCE DE CHAMPIGNONS SAPROLEGNIALES

ANNEXE 3

DATE	SITE	NOMBRE DE BOÎTES WVB		CASES									
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
82-10-26	TA*	1	M	15	12	17	11	14	10	10	10	6	15
			V	5	8	6	8	5	10	10	10	14	5
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
82-10-26	EA	1	M	10	7	9	4	7	6	6	12	5	9
			V	10	14	11	16	14	14	14	8	15	11
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
82-10-26	TT	1	M	8	16	20	4	13	20	12	16	15	19
			V	10	4	0	16	7	0	8	4	5	2
			C	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1
82-10-26	ET	1	M	1	1	20	15	0	1	3	11	16	0
			V	19	18	0	3	19	21	18	7	4	20
			C	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0
82-12-09	EA	1	M	5	7	3	8	6	10	4	6	7	10
			V	15	13	17	12	14	10	16	14	13	10
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
82-12-15	TT	1	M	20	20	19	20	18	20	20	18	20	19
			V	0	0	1	0	2	0	0	2	0	1
			C	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
82-12-15	TT	1	M	1	11	20	20	20	5	20	17	20	20
			V	19	9	0	0	0	15	0	3	0	0
			C	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1
82-12-15	TT	1	M	20	19	20	20	20	17	19	20	20	20
			V	0	1	0	0	0	3	1	0	0	0
			C	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

ANNEXE 3: Suite

DATE	SITE	NOMBRE DE BOÎTES WVB		CASES									
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
82-12-15	TT	1	M	20	20	20	20	20	20	20	20	16	20
			V	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
			C	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
82-12-15	TT	1	M	9	19	16	19	19	20	19	19	20	20
			V	11	1	4	1	1	0	1	1	0	0
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
82-12-15	TT	1	M	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
			V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			C	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
82-12-15	ET	1	M	5	9	17	19	18	18	8	20	20	19
			V	15	11	3	1	2	2	13	0	0	1
			C	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
82-12-15	ET	1	M	8	3	0	20	15	20	1	14	18	1
			V	12	17	20	0	5	0	19	6	2	19
			C	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0
82-12-15	ET	1	M	0	18	2	14	17	0	15	1	0	4
			V	20	2	18	6	3	20	5	19	20	16
			C	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0
83-02-03	EA	1	M	Carcasses de larves vésiculées									
			V	1	7	7	6	4	0	0	1	8	6
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
83-02-03	ET	2	M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			V	Larves vésiculées actives									
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ANNEXE 3: Suite

DATE	SITE	NOMBRE DE BOITES WVB		CASES									
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
83-02-10	EA	1	M	Carcasses de larves vésiculées									
			V	0	0	0	1	1	2	1	0	1	0
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
83-02-10	ET	2	M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			V	Larves vésiculées actives									
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
83-02-17	EA	4		Tous les oeufs et/ou larves vésiculés sont morts; pas de saprolegniales									
83-02-17	ET	3	M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			V	Larves vésiculées actives									
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
83-02-25	ET	4	M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			V	Larves vésiculées actives									
			C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

* M Alevins vésiculés morts
V Alevins vésiculés vivants
C Présence (1) ou absence (0) de champignons saprolégniales
TA Tributaire acide
TT Tributaire témoin
EA Emissaire acide
ET Emissaire témoin